

Univerzita Karlova v Praze

Přírodovědecká fakulta

Studijní program: Biologie

Studijní obor: Botanika



Bc. Eliška Kuťáková

Sukcese vegetace na výsypce vápencového lomu

Vegetation succession on a limestone quarry landfill

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Zuzana Münzbergová, PhD.

Konzultace: Mgr. Hana Mayerová

Praha 2013

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze, 3. 5. 2013

Eliška Kuťáková

Poděkování

Na tomto místě bych chtěla poděkovat především svojí školitelce, Zuzce Münzbergové, za trpělivé a přátelské vedení mojí práce a ochotu poradit, kdykoliv bylo potřeba.

Nemalý dík patří také Hance Mayerové za příjemnou spolupráci v terénu i jinde a za konzultace všeho druhu.

Naposledně bych také ráda poděkovala svojí rodině a Fandovi za všechnu jejich podporu.

A na závěr patří můj dík Grantové agentuře UK za finanční podporu projektu a také všem, kteří neúnavně pomáhali se sběrem dat: díky mamce, Fandovi, Vítkovi, Terce, Lucce, Petersovi a Kurtovi.



Abstrakt

Spontánní sukcese vegetace na člověkem narušených stanovištích, jako jsou např. vápencové lomy, bývá popisována jako jeden z nejvhodnějších způsobů obnovy těchto lokalit po jejich opuštění. Jedním z hlavních důvodů je zjištění, že tento proces může dát vznik ochránářsky cennému společenstvu, zejména pokud se daná lokalita nachází v blízkosti potenciálních zdrojů semen. Cílem této diplomové práce je popsat průběh prvních tří let primární sukcese na výsypce vápencového lomu Čeřinka, který se nachází v těsné blízkosti chráněného xerothermního trávníku, a mimo jiné i srovnat vývoj vegetace na výsypce s průběhem sekundární sukcese na oranici navezené do oblasti lomu. Analýzou dat získaných pravidelným sledováním trvalých ploch, monitoringem deště semen a sledováním abiotických podmínek bylo zjištěno, že na výsypce dochází kromě rychlého střídání dominantních druhů i k imigraci druhů ze sousedního trávníku, přičemž podíl těchto druhů narůstá v čase, a to zejména na trvalých plochách situovaných nejblíže zdrojovému společenstvu. Naproti tomu sekundární sukcese na oranici nevykazuje přibývání těchto druhů, ale naopak postupné rozrůstání druhu *Arrhenatherum elatius*.

Klíčová slova: primární sukcese, vápencový lom, šíření semen, xerothermní trávník, Český kras, rekultivace, sekundární sukcese

Abstract

Spontaneous vegetation succession in man-made habitats, such as limestone quarries, has often been suggested as an efficient tool of restoration after abandonment of these localities. The main advantage is the fact that this process might be heading to spontaneous development of a valuable community, especially in case of proximity of a species source. The aim of this study is to describe the course of the first three years of primary succession on a limestone quarry landfill which is situated next to protected dry grassland, and also to compare the primary succession on a landfill with secondary succession running on adjacent arable land. Results based on monitoring of permanent plots and measurement of seed rain and of abiotic conditions of the site showed that besides changes in dominant species there is a rising number of species immigrating from adjacent grassland and this immigration is apparent mostly on the plots nearest to the grassland. In contrast, the number of grassland species on the arable land is not changing in time and there is also evident a massive spread of *Arrhenatherum elatius*.

Key words: primary succession, limestone quarry, seed dispersal, dry grassland, Czech Karst, recultivation, secondary succession

Obsah

1. Úvod.....	8
1. 1. Metody studia sukcese	9
1. 2. Sukcese ve vápencových lomech.....	10
1. 3. Vztah k okolní vegetaci	11
2. Cíle práce	12
3. Lokalita	13
3. 1. Český kras.....	13
3. 2. NPR Karlštejn	14
3. 3. Lom Čeřinka	14
4. Metodika	16
4. 1. Snímkování vegetace	16
4. 2. Abiotické podmínky	17
4. 3. Vliv okolní vegetace a šíření semen	18
4. 4. Funkční vlastnosti rostlin a Ellenbergovy indikační hodnoty	19
4. 5. Analýza dat	20
4. 5. 1. Primární sukcese na výsypce	20
4. 5. 2. Kolonizace výsypky stepními druhy.....	24
4. 5. 3. Primární a sekundární sukcese na Čeřince	25
5. Výsledky	27
5. 1. Primární sukcese na výsypce	27
5. 1. 1. Změny α a β diverzity a pokryvnosti vegetace na výsypce	27
5. 1. 2. Složení vegetace v čase a prostoru	29
5. 1. 3. Složení půdy na výsypce a její vliv na vegetaci	31
5. 1. 4. Šíření semen prostřednictvím větru na výsypku.....	31
5. 2. Šíření stepních druhů na výsypku	37

5. 2. 1. Abiotické podmínky na výsypce a na stepi	37
5. 2. 1. Změny proporcí stepních druhů a trvalých plochách.....	37
5. 2. 2. Vlastnosti imigrujících stepních druhů	39
5. 3. Srovnání primární a sekundární sukcese na Čeřince	40
5. 3. 1. Změny α a β diverzity a rozdíly v celkové pokryvnosti	40
5. 3. 2. Abiotické podmínky: výsypka, oranice a step	41
5. 3. 3. Vývoj vegetace	44
5. 3. 5. Šíření stepních druhů	47
6. Diskuse.....	48
6. 1. Primární sukcese na výsypce z hlediska diverzity a dominant	48
6. 2. Šíření stepních druhů	49
6. 2. 1. Účast stepních druhů.....	49
6. 2. 2. Prostorová distribuce stepních druhů.....	50
6. 2. 3. Složení semenného deště a jeho příspěvek k šíření stepních druhů	51
6. 2. 4. Předpokládaný vývoj v dalších letech	52
6. 2. 5. Důsledky pro management podobných lokalit	54
6. 3. Srovnání primární a sekundární sukcese	55
6. 4. Metodika studia šíření semen	57
7. Závěr	60
8. Použitá literatura	61
Další zdroje	67

1. Úvod

Člověk měnil tvář evropské krajiny od počátku vzniku zemědělství. Vlivem tradičního hospodaření postupně docházelo k odlesňování a vytvoření mnoha raně sukcesních biotopů, na něž následně expandovala řada specializovaných druhů a společenstev (Pokorný 2011). V posledních desetiletích, kdy se nejen výrazně mění způsob obhospodařování (zvyšování intenzity zemědělství, zúrodňování půd, úbytek pastvy, ale i umělé zalesňování apod.), ale dochází i k celkové eutrofizaci krajiny, tato společenstva, vázaná především na neúživná stanoviště, rychle degradují a postupně mizí (Hroudová & Zákravský 2000, Mortimer *et al.* 1998, Bakker & Berendse 1999, Kahmen *et al.* 2002).

Ukazuje se však, že i dnes můžeme najít lokality, které mohou sloužit jako refugia pro druhy vázané na bezlesí a raně sukcesní stanoviště – mohou jimi být právě člověkem narušené lokality, mimo jiné i opuštěné lomy a další místa ovlivněná těžební činností (např. Prach 2003, Wheeler & Cullen 1997, Tropek *et al.* 2010, Prach & Hobbs 2008, Hodačová & Prach 2003). Vlivem těžby nerostných surovin se totiž vytváří celá řada vysoce heterogenních stanovišť, jako jsou zbytkové jámy, výsypky, pojezdy automobilů a těžké techniky apod. (Prach 1991). Tato stanoviště bývají charakteristická extrémními abiotickými podmínkami – nedostatek živin, vody, extrémní pH (Schulz & Wiegand 2000), na které bývá vázána i specifická vegetace bezlesí.

Faktorem, bránícím fungování opuštěných lomů a podobných stanovišť coby refugia, může být v některých případech umělá rekultivace. Ta je obvykle spojená se zasypáváním lomových jam a následným osazením stanoviště rychle rostoucími dřevinami, výsevy směsí trav a bylin, a někdy i zúrodňováním půdy, což podporuje výskyt ruderalních rostlin a omezuje tak šíření ochranně významných druhů (Cílek *et al.* 2011, Tropek *et al.* 2010). Tento způsob managementu člověkem vytvořených stanovišť se zdá být v některých případech vhodný, zejména na lokalitách ohrožených zvýšenou erozí, na toxických substrátech vyžadujících amelioraci, či v případech, kdy je na lokalitě preferována vysoká zemědělská produkce (Prach 2003).

Umělá rekultivace může být jediným řešením i tehdy, kdy je přirozená sukcese nemožná z důvodu příliš vzdálených přirozených zdrojů semen (Prach & Hobbs 2008) –

ač jsou některé druhy schopné migrovat i na velké vzdálenosti (Kirmer *et al.* 2008), největší vliv na sukcesi na člověkem narušených stanovištích má vegetace přítomná v těsné blízkosti (Novák & Prach 2003). Na lokalitách nacházejících se v blízkosti zdrojů semen a bez nutnosti hospodářského využití je však spontánní sukcese velice vhodným způsobem obnovy vegetace. Důvodem je kromě možnosti vzniku refugií pro některé vzácné druhy i fakt, že tento způsob managementu není nákladný a imigrující druhy (na rozdíl od mnoha uměle vysazovaných) obvykle nepotřebují další péči pro přežití na lokalitě (Prach & Hobbs 2008).

1. 1. Metody studia sukcese

Spontánní sukcese je již po několik desetiletí častým předmětem studia ekologie. Vývoj vegetace bývá sledován s použitím tzv. chronosekvencí, tedy metodou „space-for-time substitution“, kdy jsou srovnávány různé lokality s podobnými stanovištními charakteristikami, ale různým stářím (např. Frouz *et al.* 2008, Řehounková & Prach 2006, Prach *et al.* 2007). Tato metoda umožňuje (v případě dostatečného množství srovnatelných lokalit) postihnout vliv nejrozličnějších faktorů na průběh sukcese v dlouhodobém měřítku, aniž by bylo nutné mnoholeté pozorování. Navíc umožňuje odfiltrování „environmentálních šumů“ v podobě střídání suchých a vlhkých let apod. (Bakker *et al.* 1996).

Druhou možností je opakované snímkování trvalých ploch (např. Lepš *et al.* 2000, Osbornová *et al.* 1990, Felinks & Thorsten 2008). Tento způsob monitoringu sukcese je velice časově náročný, avšak přináší mnohem přesnější informace o konkrétní lokalitě (Bakker *et al.* 1996), zejména při srovnání s informacemi o dalších faktorech (získaných experimentálně, či pozorováním v terénu) ovlivňujících vývoj vegetace (Herben 1996).

Opakované sledování trvalých ploch bylo použito pro studium sukcese i v této diplomové práci. Hlavní motivací bylo popsat průběh sukcese na malém měřítku a odhalit faktory, které ovlivňují variabilitu ve vyvíjející se vegetaci, zejména za účelem aplikovatelnosti získaných poznatků pro management podobných lokalit. Jedním z cílů bylo i pozorování šíření druhů z přilehlého xerothermního trávníku a porovnání vývoje vegetace s dodatečnými informacemi z lapačů semen. Pro tyto cíle bylo tedy užítí trvalých ploch velmi vhodnou metodou.

1. 2. Sukcese ve vápencových lomech

Navzdory poměrně časté umělé rekultivaci, kdy je např. v Německu ponecháno volné sukcesi jen 15 % opuštěných lomů (Schulz & Wiegand 2000), existuje řada studií popisujících přirozený vývoj vegetace na těchto stanovištích. Podobně jako ostatní antropogenní stanoviště jsou totiž lomy snadno dosažitelné, navíc obvykle existují poměrně přesné záznamy o způsobu těžby a čase jejího ukončení – sukcesi lze tedy sledovat od samého počátku, či mít údaje o době jejího trvání. Neméně důležitou motivací pro studium sukcese ve vápencových lomech bývá ochrana přírody: lomy se často vyskytují v chráněných oblastech, kde jsou obklopené cennými společenstvy, jako jsou např. xerothermní trávníky (Ash *et al.* 1994), a mohou proto sloužit jako refugia pro mnohé vzácné druhy rostlin i živočichů (Tropek *et al.* 2010).

Navzdory poměrně extrémním abiotickým podmínkám bývají vápencové lomy zpočátku osidlovány spíše generalisty s širokou ekologickou amplitudou (Novák & Prach 2003) a dobrou schopností se šířit na větší vzdálenosti. Tyto druhy se obvykle velmi rychle množí a vytváří pionýrské dominanty. Ve vápencových lomech se v počátečních stádiích sukcese nejčastěji setkáváme s druhy jako *Tussilago farfara*, *Lactuca serriola*, *Arenaria serpyllifolia* a *Tripleurospermum inodorum*, které jsou posléze následovány druhy jako *Arrhenatherum elatius*, *Plantago lanceolata*, *Prunella vulgaris*, *Daucus carota*, *Bromus tectorum*, *Dactylis glomerata*, *Medicago lupulina* apod. (Davis 1982, Novák & Prach 2003). V případě přítomnosti zdrojového společenstva v blízkosti lomu může postupně dojít ke kolonizaci některými specializovanými druhy, nejčastěji např. *Erysimum crepidifolium* a *Sedum album* na stanovištích s mělkou půdou a kompetitivními trávami jako *Festuca valesiaca*, *Koeleria macrantha* a *Stipa pennata* na místech s vyvinutějším a hlubším půdním profilem (Novák & Konvička 2006). V pozdějších stádiích sukcese mohou lomy osidlovat i chráněné druhy jako *Pulsatilla pratensis*, *Aster amellus* nebo *Bupleurum falcatum* (Prach & Pyšek 2001). Kompetičně zdatné trávy mají potenciál do jisté míry omezit kolonizaci dřevinami jako *Rosa canina*, *Sambucus nigra*, *Cornus sanguinea*, *Fraxinus excelsior*, *Salix caprea*, *Acer campestre* nebo *Crataegus* sp. (Novák & Konvička 2006, Novák & Prach 2003), avšak v mnoha případech dojde po několika desetiletích k vyvinutí souvislého stromového porostu, který často představuje v dané oblasti klimaxovou vegetaci (Prach & Pyšek 2001). Charakter stepní vegetace si dlouhodobě

zachovávají stanoviště s vyšším pH substrátu a extrémními teplotami (Hroudová & Zákravský 2000), stanoviště na strmých svazích či sutích (Ursic *et al.* 1997) nebo stanoviště se zvýšenou intenzitou pastvy (Wheater & Cullen 1997).

1. 3. Vztah k okolní vegetaci

Na průběh sukcese na člověkem narušených stanovištích má významný vliv složení vegetace, která se vyskytuje v nejbližším okolí daného stanoviště (Prach & Řehouňková 2006, Novák & Prach 2003). Vyvíjející se vegetace může být závislá na stálém přísunu semen z okolí (Willems & Bik 1998), který pak z velké části determinuje výslednou podobu společenstva (Lanta & Lepš 2009), a to zejména v pozdějších stádiích vývoje, kdy dojde k ústupu pionýrských kolonizátorů (Novák & Prach 2003). V mnoha případech tedy sukcese nemusí nutně preferovat jen druhy adaptované na konkrétní abiotické podmínky, ale spíše i obecně druhy, které se v dostatečném množství vyskytují v okolí, či mají schopnost šíření větrem na velké vzdálenosti (Davis 1982).

Vzhledem k obtížnosti studia šíření semen (Bullock & Clarke 2000) se většina současných výzkumů zaměřuje spíše na vliv okolní vegetace jako celku na průběh sukcese, zejména na vliv vzdálenosti zdrojových společenstev od sukcesního stanoviště (např. Tropek *et al.* 2010, Kirmer *et al.* 2008, del Moral *et al.* 2005). Novák & Konvička (2006) popsali v případě sukcese xerothermní vegetace ve vápencových lomech průkazný vliv vzdálenosti a velikosti zdrojových populací: čím blíže a čím větší zdrojové společenstvo bylo, tím více se mu pak podobala i vegetace v opuštěném lomu. Prach & Pyšek (2001) navíc zdůrazňují velikost sukcesního stanoviště: u lokalit s malou rozlohou je vývoj směřující k vegetaci podobné okolním společenstvům rychlejší a přímější než u lokalit větších.

Cílem této diplomové práce není jenom porovnávání probíhající sukcese s vegetací v okolí, ale i přesnější popis migrace druhů z potencionálního zdroje na nově vzniklé stanoviště. Vzhledem k tomu, že na zájmové lokalitě těsně sousedí chráněné společenstvo xerothermního trávníku s opuštěnou výsypkou lomu, není zde předpokládána limitace zdrojem semen. Navíc lokalita umožňuje studium souvislého gradientu vzdálenosti od zdroje semen na malém měřítku (do 50 m délky výsyvky).

2. Cíle práce

Hlavními cíli této diplomové práce je popsat změny ve vegetaci na výsypce vápencového lomu v průběhu času, porovnat tuto vegetaci s vegetací přilehlého stepního společenstva a také s vegetací vyvíjející se na oranici navezené do části lomu a zjistit, do jaké míry dochází k šíření stepních druhů do oblasti lomu. Tyto cíle lze shrnout do následujících otázek:

1. Jaký je průběh primární sukcese na výsypce?
 - a. Jak se mění α a β diverzita, pokryvnost a složení vegetace v průběhu sukcese a v rámci prostoru výsypky?
 - b. Jaké jsou půdní podmínky na výsypce a liší se nějak v rámci prostoru výsypky?
 - c. Závisí složení vegetace na půdních podmínkách na trvalé ploše?
 - d. Jaké druhy se šíří na výsypku prostřednictvím větru?
2. Do jaké míry dochází ke kolonizaci výsypky druhy z přilehlé stepi?
 - a. Jak se liší abiotické podmínky mezi stepí a výsypkou?
 - b. Jak se vyvíjí proporce stepních druhů na výsypce v čase a prostoru?
 - c. Liší se stepní druhy, které osídlily výsypku, od těch, které ji ještě neosídlily, ve vybraných funkčních vlastnostech?
3. Jak se liší primární a sekundární sukcese v lomu Čeřinka?
 - a. Liší se α a β diverzita, pokryvnost a složení vegetace na výsypce a na oranici?
 - b. Jak se liší půdní podmínky na výsypce a na oranici od podmínek na stepi?
 - c. Jak se liší složení vegetace na výsypce a na oranici od té na stepi?
 - d. Jak se liší přírodní podmínky těchto tří stanovišť podle Ellenbergových hodnot?
 - e. Liší se výsypka a oranice z hlediska kolonizace stepními druhy?
4. Metodická otázka: jak se liší použité typy lapačů z hlediska zachycených semen?

3. Lokalita

3. 1. Český kras

Chráněná krajinná oblast Český kras byla vyhlášena roku 1972. Její celková plocha zaujímá 12 823 ha a nachází se na území okresů Beroun a Praha-západ. V CHKO je kvůli ochraně mimořádných přírodních hodnot vytyčeno 18 maloplošných zvláště chráněných území o celkové výměře 2702 ha (Správa CHKO Český kras 2001).

Území Českého krasu se nachází převážně na vápencových souvrstvích tzv. pražské pánve, která je tvořena sedimenty z ordoviku až středního devonu – v podloží můžeme narazit na klastické písčité a jílovité sedimenty z ordoviku, černé graptolitové břidlice ze siluru a vápnité břidlice z devonu. Písčité a šterkovité náplavy v oblasti Kosoře, Mořiny, Litně a v polesí Koda jsou zřejmě pozůstatky po mohutné třetihorní řece, která protékala územím Českého krasu. Ve třetihorách byla také započata krasová činnost a došlo ke vzniku jeskyní. V průběhu čtvrtohor se reliéf zformoval do podoby, kterou známe dnes, došlo k zahloubení Berounky a vzniku kaňonovitých údolí, na jejichž dně se tvořily a místy stále ještě tvoří travertinové kupy a kaskády (Kos & Maršáková 1997, Správa CHKO Český kras 2001).

Český kras náleží svým klimatem do oblasti mírně teplé až teplé a mírně suché až suché, s mírnou zimou (Neuhäuslová 1998) a vzhledem k pестrosti terénu se zde výrazně uplatňují mikroklimatické vlivy. Průměrná roční teplota se pohybuje mezi 8-9 °C a průměrný roční úhrn srážek činí 530 mm, přičemž srážkové maximum nastává v červenci a v zimních měsících jsou srážky minimální. Část srážkové vody je obvykle infiltrována do půdy a odtéká do nespojitě puklinové krasové zvodně podzemních vod, které jsou odvodňovány Berounkou. Zhruba 9-12 % ročních vzdušných srážek odtéká povrchovými toky a 77 % tvoří výpar (Správa CHKO Český kras 2001).

Na území Českého krasu, které klimazonálně náleží k oblasti s hnědozemním půdotvorným procesem, dochází k vývoji mnoha půdních typů, závislých především na charakteru mateční horniny. Vápencové podklady dávají vznik rendzinám nebo vápnitým hnědozemím a vyskytují se na nich i zbytky fosilních půd vzniklých v tropickém třetihorním podnebí: terra rosa. Na říčních terasách se nacházejí podzoly a na kyselých horninách, jako jsou břidlice a křemence, se objevuje hnědý ranker až málo

vyvinuté hnědozemě. V menším měřítku jsou na území CHKO přítomny i gleje (Správa CHKO Český kras 2001).

3. 2. NPR Karlštejn

Národní přírodní rezervace Karlštejn byla vyhlášena roku 1955. Rozkládá se severně od Berounky mezi Berounem, Vráží, Mořinou, Karlštejnem a Srbskem na celkové ploše 1547 ha (Kos & Maršáková 1997).

Území NPR, které pokrývají převážně rozsáhlé lesy, je členěno údolími Budňanského a Bubovického potoku a potoku Loděnice. Vápencové podloží a pestrý reliéf umožňují vznik souboru ekosystémů zahrnujícímu okroticové bučiny, černýšové dubohabřiny, mochnové doubravy, hrachorové šipákové doubravy a kostřavové a pěchavové skalní stepi. Rezervace je také velice významnou z hlediska geologie a paleontologie, neboť se na jejím území nacházejí přirozené i umělé odkryvy paleozoických profilů a četné paleontologické lokality (Správa CHKO Český kras 2001).

Na území NPR je díky různorodosti stanovišť vysoká druhová bohatost mechorostů, vyskytuje se zde mnoho vzácných druhů hub a významná je také bohatá fauna vázaná zejména na xerothermní stanoviště.

3. 3. Lom Čerínka

Zájmová lokalita, lom Čerínka, se nachází asi 1 km jižně od obce Bubovice (49° 57' 46'' s. š., 14° 10' v. d.). Lom částečně náleží do NPR Karlštejn (jedná se o jihozápadní část sousedící s Pání horou, jež sama leží v NPR) a zbylou rozlohou do 2. zóny CHKO. Lom je otevřen v sedmi těžebních etážích a surovina, která se zde těží, obsahuje jak vápence chemické - cca 60 %, tak vápence vhodné pouze jako stavební kamenivo - cca 40 % (Lomy Mořina). Těžba v lomu započala roku 1961 na jihozápadní straně, těsně sousedící s chráněnou lokalitou Pání hora. V tomto místě je v současnosti lom již nečinný, dochází k jeho postupnému zavážení jílovitým materiálem a těžba pokračuje směrem k obci Mořina – další zahlubování lomu již není možné, protože současné dno je jen málo nad hladinou podzemní vody (Mayerová 2009). Na severozápadní straně

lomu Čeřinka se nacházejí dva význačné krasové fenomény - jeskyně Arnoldka a propast Na Čeřince s pozoruhodnou morfologií a hydrogeologickým režimem (Česká geologická služba 2009).

Výsypka, na níž je sledována sukcese vegetace, leží v těsném sousedství chráněné lokality Pání hora. Substrát je tvořen jíly vytěženými ze spodních vrstev lomu, které jsou ponechány volné sukcesi od roku 2009, na jižní straně výsypky hraničí jílovitý substrát s oranicí, která byla na lokalitu navezena v roce 2008 a taktéž ponechána volnému vývoji.

Okolní vegetaci představuje na západním svahu a vrcholové části Pání hory mozaikovitě rostlinstvo stepi a křovin s výskytem druhů *Pulsatilla pratensis*, *Helianthemum grandiflorum*, *Veronica prostrata*, *Teucrium chamaedrys* a *Anacamptis pyramidalis*. Na přilehlých svazích se nachází habrový porost s hájovou květenou, v nejbližším sousedství navezené oranice pak rudерální společenstvo s dominancí druhů *Arrhenatherum elatius*, *Cirsium arvense*, *Lactuca serriola*, *Urtica dioica*, *Arctium tomentosum* a *Artemisia vulgaris*.



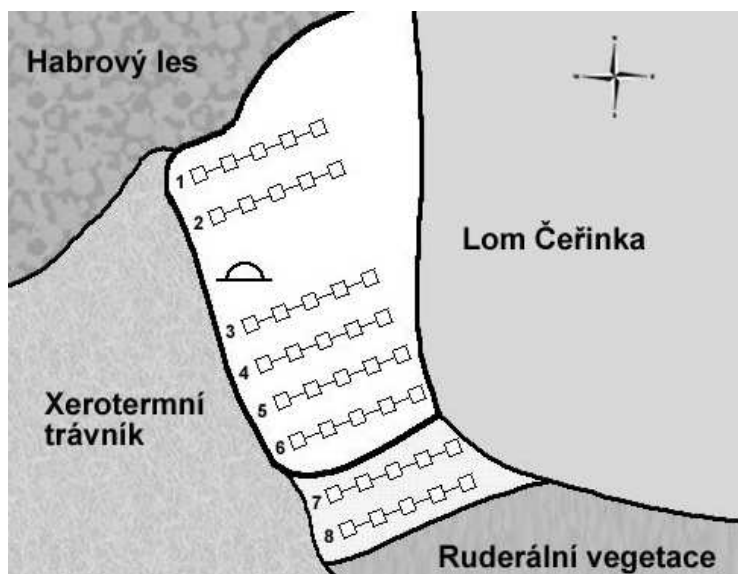
Obr. 3. 1.: Letecký snímek lomu Čeřinka, červeně vyznačena výsypka lomu a na ní navazující stepní společenstvo Pání hory. Zdroj: <http://www.mapy.cz/>

4. Metodika

4. 1. Snímkování vegetace

Na výsypce lomu Čeřinka bylo roku 2010 vytyčeno šest vzájemně rovnoběžných transektů, směřujících od hranice výsypky a přilehlé stepi (sledování primární sukcese). Další dva transekty byly vyměřeny na oranici (sekundární sukcese). Mezi jednotlivými transekty byla zachována vzdálenost přibližně 10 m (s výjimkou větší vzdálenosti mezi transekty 2 a 3 z důvodu přítomnosti jeskyně Čeřinka). Na každém transektu bylo následně vyměřeno pět trvalých ploch o rozměrech 1×1 m tak, že první plocha se nachází ve vzdálenosti 5 m od hranice stepi a výsypky a všechny následující v pravidelných rozestupech deseti metrů. Výsledkem je tedy téměř pravidelná obdélníková síť trvalých ploch. Všechny plochy byly zafixovány kovovými trny a označeny štítky.

Na trvalých plochách bylo v letech 2010 – 2012 prováděno snímkování vegetace: byly zaznamenávány jednotlivé druhy cévnatých rostlin a jejich procentuální pokryvnosti, dále také celková pokryvnost mechu. Snímkování bylo prováděno třikrát za vegetační sezónu: v květnu, na přelomu července a srpna a v září. Pro druhy cévnatých rostlin byla použita nomenklatura dle Kubát *et al.* (2002) – některé rostliny však byly z důvodu špatné rozlišitelnosti v některých snímcích zaznamenávány pouze na úroveň rodu (např. *Melilotus albus* a *Melilotus officinalis* byly určovány společně jako *Melilotus* sp., obdobně rod *Vicia* sp. zahrnuje druhy *V. angustifolia*, *V. hirsuta*, *V. tetrasperma* a *V. tenuifolia*).



Obr. 4. 1.: Náčrtek uspořádání trvalých ploch na výsypce (transekty 1-6) a oranici (transekty 7 a 8).

4. 2. Abiotické podmínky

Pro zjištění abiotických podmínek byla na jaře 2011 instalována teplotní a vlhkostní čidla na transektech 2, 3, 4 a 5 a to na stepi, na začátku a na konci transektů. Tato čidla odečítala teplotu na povrchu půdy a 15 cm pod a nad povrchem a zároveň vlhkost pod povrchem půdy v půlhodinových intervalech.

Na podzim 2011 byly odebrány půdní vzorky pro stanovení pH a obsahu C, N, Ca, Mg, P a K. Vzorky byly odebírány u všech trvalých ploch a zároveň i na stepi, vždy ve vzdálenosti 10 m od hranice stepi s výsypkou (v pomyslném prodloužení transektu). Pro zjištění variability půdního složení nejen mezi plochami, ale i v rámci nich, byly pro každou plochu získány čtyři vzorky, každý z vnějšího rohu trvalé plochy (na stepi byly odebrány ve vnějších rozích pomyslného čtverce 1×1 m). Každý vzorek byl tvořen materiálem odebraným po odstranění vegetačního krytu a svrchních cca 3 cm půdy. Vzorky byly zpracovány na jemnozem a odeslány pro stanovení pH a obsahu prvků do laboratoře Botanického ústavu AV ČR. Na základě porovnání variability složení půdních vzorků v rámci náhodně vybraného transektu (transekt 3), které ukázalo výrazně vyšší rozdíly mezi plochami než v rámci nich (půda na trvalých plochách je poměrně homogenní, ale liší se mezi plochami), byl dále analyzován vždy jen jeden náhodně vybraný půdní vzorek pro každou trvalou plochu.

V listopadu 2012 byly navíc odebrány vzorky půdy v Kopeckého válečkách (100 cm^3) pro srovnání dalších půdních vlastností mezi stepí a výsypkou. Pro každý z transektů byl odebrán jeden vzorek u první trvalé plochy (vždy vedle hranice trvalé plochy blíže je stepi) a jeden vzorek ze stepi ve vzdálenosti 10 m od hranice s výsypkou. Kopeckého válečky se vzorky půdy byly dopraveny do laboratoře a zbavené víček (pouze se sítkami) byly na 24 hodin postaveny na obrácené Petriho miský na filtrační papír, jehož konce byly ponořené v nádobě s demineralizovanou vodou (tak, že se hladina vody nedotýkala válečků). K vzorkům byla navíc postavena kádinka s horkou vodou, aby došlo k nasycení vzduchu kolem vzorků vodními parami, a celá soustava byla překryta potravinářskou fólií. Po 24 hodinách máčení byly vzorky položeny na suchý filtrační papír na dobu dvou hodin (po jedné hodině byl filtrační papír vyměněn za suchý) a následně zváženy. Poté byly dalších 24 hodin sušeny v sušárně při teplotě 105°C a suché opět zváženy (celý postup dle Suchara 2007). Z naměřených hodnot byl vypočítán objem kapilárních pórů ve 100 cm^3 půdy (hmotnostní rozdíl vodou

nasycených a suchých vzorků, převedený na objem vody při hustotě demineralizované vody rovné 0,99 g/ml).

4. 3. Vliv okolní vegetace a šíření semen

V květnu 2011 byl proveden monitoring vegetace v okolí do 100 m od lomu (tato vzdálenost je považována za významnou při kolonizaci nových území společenstvy – viz např. Novák a Konvička 2006). Na základě pozorování byla okolní vegetace rozdělena do tří celků (společenstvo xerothermního trávníku, habrový les a ruderalní vegetace) a pro každý z nich byl vytvořen soupis druhů.

Pro zjištění migrace druhů prostřednictvím semen byly na výsypce (u každé trvalé plochy na transektech 1-6) v sezónách 2011 a 2012 instalovány lapače semen. U každé plochy byly umístěny lapače dvojího typu: trychtýře o průměru 18 cm, připevněné na konstrukci cca 50 cm nad zemí a vybavené na spodním konci sítíkou na zachytávání semen, a polyethylenové čtvercové rohože FinnTurf o rozměrech 45 × 45 cm, ukotvené k zemi čtyřmi hřebíky (podobné rohože byly používány ve Skandinávii, viz např. Eriksen *et al.* 1993, Molau & Larsson 2000). Užití obou typů lapačů mělo za cíl efektivnější monitoring migrace semen a zároveň umožnilo srovnání těchto dvou metod.

Lapače semen byly na lokalitu umístěny vždy na konci května a odebrány začátkem listopadu. V sezóně 2012 byla navíc použita další sada lapačů pro zachycení jarní migrace semen (na lokalitě od poloviny dubna do konce května, kdy byla nahrazena druhou sadou). Zatímco z trychtýřů byly vzorky semen odebrány již na lokalitě (spolu se sběrnou sítíkou), rohože byly celé odvezeny v igelitových pytlích, vysušeny v laboratoři a následně z nich byla vyklepána a vykartáčována zachycená semena. Semena ve vzorcích z lapačů byla určena na úroveň druhu (popř. rodu) s použitím Digital seed atlas of the Netherlands (Cappers *et al.* 2006).



Obr. 4. 2.: Dva typy lapačů semen instalované na výsypce.

4. 4. Funkční vlastnosti rostlin a Ellenbergovy indikační hodnoty

Pro vybrané druhy, vyskytující se na výsypce, ale i na oranici nebo stepi (upřesněno u popisu příslušných analýz) byly navíc shromážděny informace o jejich funkčních vlastnostech. Jednalo se o vlastnosti týkající se šíření semen (terminal velocity, proporce anemochorie a epizoochorie, hmotnost diaspory), průměrnou výšku rostliny, míru vegetativního šíření, životní formu a hodnotu SLA (specific leaf area). K získání těchto vlastností byly využity dostupné internetové databáze: LEDA Traitbase (Kleyer *et al.* 2008), CLO-PLA database (Klimešová & de Bello 2009) a Dispersal and Diaspore Database (Hintze *et al.* 2013) a informace získané z Klíče ke květeně České republiky (Kubát *et al.* 2002).

Zároveň byly k jednotlivým druhům vypsány Ellenbergovy indikační hodnoty prostředí (Ellenberg *et al.* 1991): zásobení stanoviště dusíkem (dále značeno jako nitrogen), závislost na světle (light), závislost na teplotě (temperature), kontinentalitu druhu (continentality), závislost na vlhkosti (moisture) a půdní reakci (reaction).

4. 5. Analýza dat

Data byla zpracovávána za pomoci programů R 2.13.2. a Canoco for Windows 4.5. Z mnohorozměrných analýz byly vyřazeny druhy s nejvzácnějším výskytem (tedy druhy s frekvencí výskytu ve všech získaných snímcích rovné 5 nebo méně).

4. 5. 1. Primární sukcese na výsypce

4. 5. 1. 1. α a β diverzita, pokryvnost a jejich změny v čase a prostoru

Pro zjištění změn počtu druhů na plochu v průběhu tří let probíhající sukcese byla použita lineární regrese s počtem druhů jako závislou proměnnou, rokem sukcese jako vysvětlující a sezónou snímkování a příslušností snímku k trvalé ploše jako kovariáty.

Změny v počtu druhů na plochu v závislosti na vzdálenosti od stepi byly analyzovány rovněž pomocí lineární regrese (vzdálenost od stepi jako vysvětlující proměnná a rok sukcese a trvalá plocha jako kovariáty) a také interakce těchto dvou faktorů, času a vzdálenosti od stepi (interakce čas*vzdálenost od stepi jako vysvětlující proměnná a rok, vzdálenost a příslušnost k trvalé ploše jako kovariáty). Vzdálenost od stepi jako nejdůležitější prostorový gradient byla vybrána zejména kvůli motivaci studovat migraci druhů právě z tohoto společenstva.

Dále byla pro každý rok snímkování vypočítána β diverzita. Pro výpočet těchto hodnot byly sloučeny jednotlivé sezóny pro každý rok (ke každé ploše v daném roce byla k dispozici prezenčně-absenční data o výskytu druhů, jako výskyt v jednom roce byl uvažován výskyt druhu alespoň v jedné ze sezón). β diverzita (v podobě Sørensenova indexu nepodobnosti) byla poté počítána jen mezi odpovídajícími si plochami v rámci sousedících transektů (např. plocha 1 na transektu 1 byla srovnávána s plochou 1 na transektu 2), a to pro dvojice transektů 1-2, 3-4, 5-6. Pomocí lineární regrese byly pak zjišťovány změny β diverzity v čase (rok sukcese jako vysvětlující proměnná). Ze všech zjištěných hodnot byla pak vypočítána i celková průměrná hodnota Sørensenova indexu nepodobnosti přes všechny tři roky.

Pro zjištění změn v celkové pokryvnosti vegetace byla provedena lineární regrese s celkovou pokryvností jako závislou proměnnou, rokem sukcese jako vysvětlující proměnnou a sezónou snímkování a příslušností ploše jako s kovariáty.

4. 5. 1. 2. Složení vegetace v čase a prostoru

Změny ve složení vegetace v čase byly analyzovány pomocí RDA (délka gradientu změřená za užití DCA se rovnala 2,7). Rok sukcese byl použit jako vysvětlující proměnná a příslušnost k ploše a sezóna snímkování jako kovariáty. Testování probíhalo ve 499 opakováních pomocí Monte-Carlo testu, permutace se odehrávaly v blocích definovaných kovariátami.

Kromě proměnlivosti vegetace v čase byla analyzována i její závislost na vzdálenosti od stepi. Byla provedena RDA analýza se vzdáleností jako vysvětlující proměnnou a sezónou, rokem snímkování a příslušností k transektu jako kovariátami. Monte-Carlo permutační test probíhal ve 499 opakováních v blocích definovaných kovariátami (transekty) se split-plot designem: permutace po transektu na whole-plot úrovni (=trvalá plocha) a bez permutací na split-plot úrovni (=jednotlivá snímkování). Dále byla provedena i analýza interakcí času a vzdálenosti od stepi. V RDA byla tato interakce použita jako vysvětlující proměnná, sezóna a rok měření, příslušnost snímku k trvalé ploše a k transektu a vzdálenost od stepi jako kovariáty. Permutace probíhaly v blocích definovaných kovariátami (transekty) se split-plot designem: na úrovni whole-plotů (=trvalé plochy) po transektu, v rámci split-plotů (=jednotlivé snímky trvalé plochy) také po transektu.

4. 5. 1. 3. Půdní podmínky na výsypce

Data o půdním složení byla získána pro každou trvalou plochu na výsypce – bylo tedy možné testovat, zda se půdní složení nějak mění v rámci prostoru výsypky. Pro otestování závislosti půdního složení na vzdálenosti od stepi byla provedena RDA analýza s obsahem jednotlivých prvků a pH jako závislými proměnnými, vzdáleností od stepi jako vysvětlující proměnnou a příslušnostmi k transektům jako kovariátami. Permutace v Monte-Carlo testu probíhaly po transektu v blocích definovaných kovariátami (transekty 1-6) ve 499 opakováních.

4. 5. 1. 4. Vliv půdy na vegetaci

Vzhledem k tomu, že ke každé trvalé ploše byly k dispozici informace o složení půdy, byla také provedena analýza závislosti složení vegetace na trvalých plochách na obsahu jednotlivých prvků a pH půdy: RDA s půdními charakteristikami jako vysvětlující proměnnou, rokem a sezónou snímkování a trvalou plochou jako kovariátami. Pro zjištění vlivu jednotlivých půdních charakteristik byl použit postupný výběr vysvětlujících proměnných. Monte-Carlo test probíhal se split-plot designem: jako whole-plot byla definována trvalá plocha (všech 9 snímkování, mezi nimiž nebyla prováděna randomizace) a whole-plots byly randomizovány náhodně.

4. 5. 1. 5. Šíření semen

Pro popis migrace semen na výsytku byla použita data o složení vzorků semen z lapačů (trychtýř a rohožka u každé trvalé plochy) z roků 2011 a 2012. V roce 2012 byly navíc k dispozici údaje o jarním a letním šíření (z roku 2011 jen letní). Díky tomuto množství dat bylo možno postihnout variabilitu ve složení semenného deště v rámci výsytky, tedy variabilitu v prostoru na relativně malém měřítku, meziroční rozdíly v přísunu semen na výsytku a neposledně také rozdíly mezi dvěma použitými metodami sběru tohoto typu dat.

Vzhledem k užití dvou typů lapačů semen byly nejprve zjišťovány rozdíly v těchto dvou metodikách. Jako data z roku 2012 byly použity součty jarních a letních vzorků (v roce 2011 pouze letní vzorky). Byla provedena RDA analýza (délka gradientu, změřená pomocí DCA, byla 3,9) s typem lapače jako vysvětlující proměnnou a rokem odběru jako kovariátou. Data o druzích byla transformována druhou odmocninou (některé druhy se ve vzorcích vyskytovaly ve velkých denzitách), navíc byla provedena standardizace přes snímky (na rohožkách se semena zachytávala v mnohem vyšších denzitách). Monte-Carlo test proběhl ve 499 opakováních a permutace se odehrávaly v blocích definovaných kovariátami. Pro tuto analýzu (i pro všechny následující, týkající se šíření semen) byl z důvodu několika prázdných snímků do dat přidán fiktivní druh s výskytem 1 ve všech snímcích – tento druh byl následně použit jako supplementary variable.

Dále byly testovány rozdíly v šíření semen mezi roky 2011 a 2012. Kvůli porovnatelnosti byly uvažovány jen „letní“ vzorky (byly vyloučeny výsledky z odběrů na jaře 2012). Data byla analyzována pomocí RDA, transformována druhou odmocninou a standardizována přes snímky, jako vysvětlující proměnná byl použit rok snímkování, jako kovariáta metoda (trychtýř nebo rohožka) a trvalá plocha. Monte-Carlo test proběhl ve 499 permutacích, v blocích definovaných kovariátami. Stejným způsobem byly analyzovány i obě metodiky zvlášť (jen data z trychtýřů nebo rohožek, jako kovariáta pouze trvalá plocha).

Hlavní otázkou však bylo, zda se mění složení semenného deště v rámci výsypky: zda existuje nějaká závislost na vzdálenosti od stepi, a v tomto případě i na vzdálenosti od lesa. Pro otestování vlivu vzdálenosti od stepi na složení vzorků semen byla provedena RDA se vzdáleností od stepi jako vysvětlující proměnnou a rokem snímkování, metodikou a příslušností trvalé plochy k transektu jako kovariátami. Monte-Carlo test proběhl ve 499 permutacích v blocích definovaných transekty (permutace po transektu) a se split-plot designem (trvalá plocha jako whole plot, split-ploty volně permutovány).

Kvůli propojení informací z lapačů semen se složením vegetace na výsypce byla všechna data zobrazena pomocí PCA. Data z lapačů semen byla sečtena pro jednotlivé plochy v každém roce (vždy součet trychtýř + rohožka) a dva roky pak byly zprůměrovány s cílem získat informaci o průměrném dešti semen a výsledné hodnoty pak byly ještě transformovány druhou odmocninou (kvůli vysokým četnostem semen některých druhů). Stejně tak byly vypočítány průměrné pokryvnosti jednotlivých druhů na trvalých plochách ze všech sezón v letech 2011 a 2012 (roky, k nimž jsou data o šíření semen). Data o šíření semen byla použita jako supplementary variable.

Navíc bylo testováno, zda jsou některé druhy, které se více vyskytují v dešti semen a méně ve vegetaci na trvalých plochách nebo naopak. Pro zjištění těchto rozdílů byla data o výskytech druhů v obou letech (2011 a 2012) v lapačích i ve vegetaci převedena pouze na prezenční-absenční data. Byla provedena RDA s typem výskytu (lapač versus vegetace) jako vysvětlující proměnnou a příslušností k trvalé ploše jako kovariátou. Mechy byly ze souboru druhů pro tuto analýzu vyloučeny. Testování pomocí Monte-Carlo testu proběhlo náhodně ve 499 opakováních v blocích definovaných kovariátami (trvalé plochy).

4. 5. 2. Kolonizace výsypky stepními druhy

4. 5. 2. 1. Proporce stepních druhů na výsypce

Kromě použití lapačů semen byla imigrace druhů na výsypku studována pomocí jejich výskytů na trvalých plochách – díky orientaci transektů kolmo na hranici se stepí bylo možné postihnout migraci stepních druhů v prostoru. Aby bylo jisté, že se dané druhy šíří opravdu ze stepního společenstva a ne z jiného směru, byl vytvořen seznam „čistě stepních“ druhů: ze soupisu druhů vyskytujících se do 100 m v okolí lomu byly vybrány jen ty, vyskytující se pouze na xerothermním trávníku a nikde jinde. Pro každou trvalou plochu pak byl pro jednotlivé vegetační snímky vypočítán podíl čistě stepních druhů ku celkovému počtu druhů na daném snímku.

Poté byly pomocí lineární regrese zjišťovány změny podílů stepních druhů na trvalých plochách během prvních tří let sukcese (rok sukcese jako vysvětlující proměnná a příslušnost k trvalé ploše jako kovariáta), změny v podílu stepních druhů v závislosti na vzdálenosti od stepi (vzdálenost jako vysvětlující proměnná a rok sukcese a trvalá plocha jako kovariáty) a také interakce těchto dvou faktorů, času a vzdálenosti od stepi (interakce čas*vzdálenost od stepi jako vysvětlující proměnná a rok, vzdálenost a příslušnost k trvalé ploše jako kovariáty). Pro testování bylo vždy uvažováno normální rozdělení hodnot.

4. 5. 2. 2. Funkční vlastnosti migrujících stepních druhů

Funkční vlastnosti (terminal velocity, proporce anemochorie a epizoochorie, hmotnost diaspory, průměrná výška rostliny, míra vegetativního šíření, životní forma a specific leaf area) byly shromážděny pro všechny čistě stepní druhy (definice výše). Tyto druhy byly rozděleny do dvou skupin: na ty, které kolonizovaly výsypku v průběhu tří let, a na ty, které se vyskytují na přilehlé stepi, ale výsypku ještě neosídlily. Rozdíly ve funkčních vlastnostech mezi těmito dvěma skupinami druhů byly zjišťovány pomocí logistické regrese: jako závislá proměnná byl použit výskyt druhu na výsypce a jako vysvětlující jednotlivé funkční vlastnosti. Model byl testován pomocí Chi-kvadrát testu s binomickým rozdělením.

4. 5. 3. Primární a sekundární sukcese na Čerince

4. 5. 3. 1. Rozdíly v α a β diverzitě a celkové pokryvnosti mezi výsypkou a oranicí

Pro porovnání počtu druhů na plochu mezi výsypkou a oranicí byla provedena lineární regrese s počtem druhů na plochu jako závislou proměnnou, typem stanoviště jako vysvětlující proměnnou a rokem a sezónou snímkování jako kovariátami. Stejně jako pro výsypku (viz výše) byly pro oranici testovány změny počtu druhů na plochu v čase.

Pro oranici byla také stejně jako pro výsypku (viz výše) v každém roce vypočítána β diverzita. V tomto případě byly srovnávány příslušné trvalé plochy mezi transekty 7 a 8. Pomocí lineární regrese byly analyzovány rozdíly β diverzity mezi výsypkou a oranicí (vysvětlující proměnná typ stanoviště a kovariáta rok snímkování).

Lineární regresí byly zjišťovány i rozdíly mezi výsypkou a oranicí v celkové pokryvnosti vegetace (pokryvnost na plochu jako závislá proměnná, typ stanoviště jako vysvětlující proměnná a rok a sezóna snímkování jako kovariáty).

4. 5. 3. 2. Abiotické podmínky: výsypka, oranice a step

Půdní vzorky byly odebírány nejen u každé z trvalých ploch na výsypce, ale i u trvalých ploch na oranici, a navíc bylo odebráno ještě osm vzorků z přilehlé stepi. Pro srovnání složení těchto tří substrátů byla napřed provedena PCA analýza. Následně byly pomocí RDA testovány rozdíly mezi těmito substráty: původ vzorku (výsypka, oranice a step) jako vysvětlující proměnná. Permutace v Monte-Carlo testu probíhaly náhodně ve 499 opakováních. Stejným způsobem byly pomocí RDA testovány i rozdíly v půdním složení na výsypce a na oranici.

4. 5. 3. 3. Srovnání vývoje vegetace

Stejně jako pro výsypku byly i pro oranici analyzovány změny vegetace v čase pomocí RDA (rok sukcese použit jako vysvětlující proměnná a příslušnost k ploše a sezóna snímkování jako kovariáty, testování probíhalo ve 499 opakováních pomocí Monte-Carlo testu, permutace se odehrávaly v blocích definovaných kovariátami).

Kvůli srovnání vývoje vegetace na výsypce s vegetací na oranici a jejich vztahu ke složení vegetace na přilehlém xerothermním trávníku bylo provedeno PCA. Jako snímky ze stepi byly použity snímky trvalých ploch, provedené v letech 2010-2012 Hanou Mayerovou v rámci studia vlivu pastvy na složení vegetace. Celkem se jednalo o 5 trvalých ploch (nepasené kontrolní snímky) o rozměrech 1×1 m, situovaných na stepi v blízkosti výsypky (cca do 50 m). Vzhledem k tomu, že snímkování vegetace na stepi probíhalo vždy v jarních měsících, byly pro srovnání s vegetací v lomu použity také pouze jarní snímky. Pro všechny druhy byla vypočítána celková četnost přes všechny snímky a z analýzy byly vyloučeny druhy s frekvencí nižší než 3. Příslušnost ke stepi/výsypce/oranici v jednotlivých letech byla použita jako supplementary variable.

Ze snímků vegetace na stepi byl pro srovnání se sukcesí v lomu vypočítán průměrný počet druhů na plochu a zároveň i průměrná hodnota β diverzity (celkový průměr z hodnot pro roky 2010-2012).

4. 5. 3. 4. Srovnání podmínek prostředí pomocí Ellenbergových indikačních hodnot

Podobně jako v předchozí analýze byly využity jarní snímky z výsypky, oranice i stepi. Pro každý snímek byl vypočítán nevážený průměr Ellenbergových indikačních hodnot.

Pomocí RDA analýzy byly následně zjišťovány rozdíly v indikačních hodnotách mezi třemi stanovišti: příslušnost snímku k výsypce, oranici nebo stepi byla použita jako vysvětlující proměnná, jednotlivé Ellenbergovy hodnoty jako závislé proměnné a čas jako kovariáta. Byla provedena standardizace přes druhy. Permutace v Monte-Carlo testu probíhaly volně v rámci bloků definovaných kovariátami (rok snímkování) ve 499 opakováních.

Pro vizualizaci vývoje podmínek na těchto třech stanovištích byla provedena PCA.

4. 5. 3. 5. Porovnání podílů čistě stepních druhů

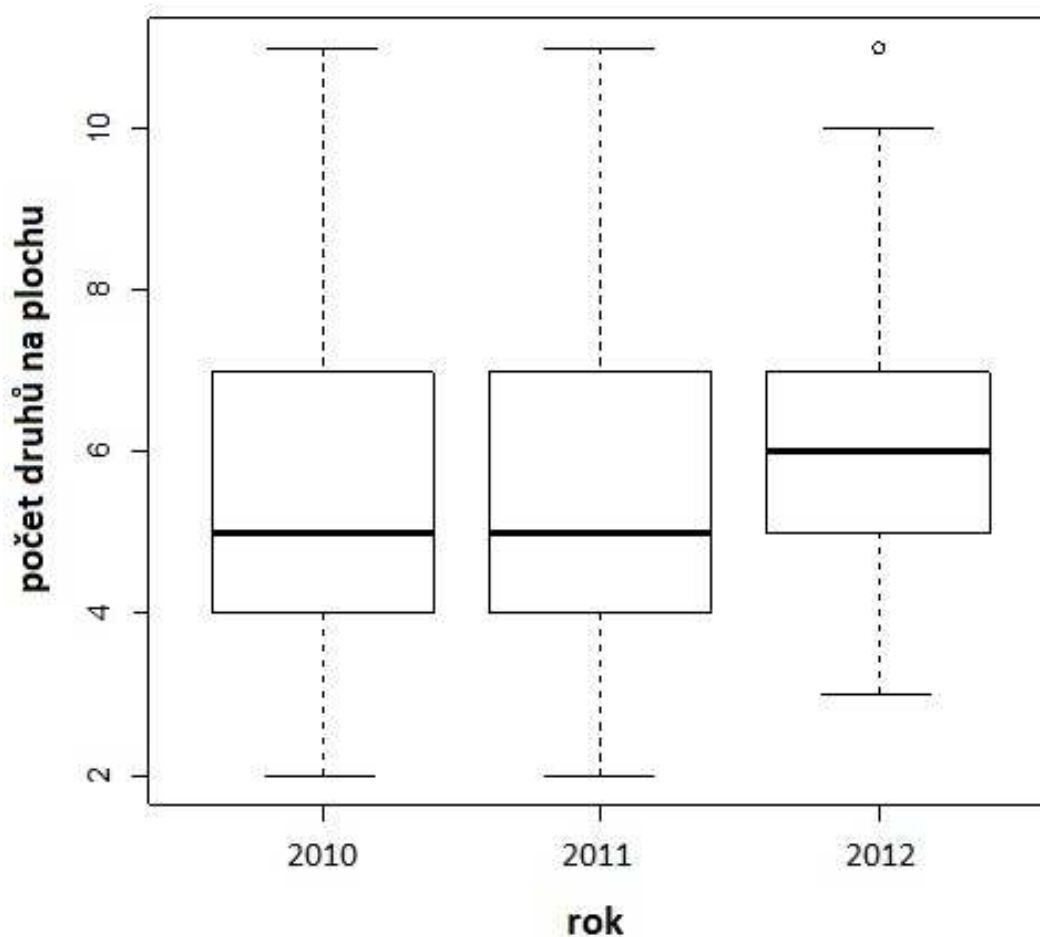
Pro srovnání vývoje podílu čistě stepních druhů během prvních tří let sukcese byla pro oranici (stejně jako pro výsypku) provedena lineární regrese (rok sukcese jako vysvětlující proměnná a příslušnost k trvalé ploše jako kovariáta).

5. Výsledky

5. 1. Primární sukcese na výsypce

5. 1. 1. Změny α a β diverzity a pokryvnosti vegetace na výsypce

Během prvních tří let probíhající sukcese bylo na trvalých plochách zaznamenáno 70 druhů cévnatých rostlin (seznam druhů i s jejich dále používanými zkratkami viz příloha). Podle výsledků lineární regrese dochází během tří let sukcese k nárůstu počtu druhů na plochu (obr. 5. 1.; $p < 0,001$; $F_{1,237}=16,72$).

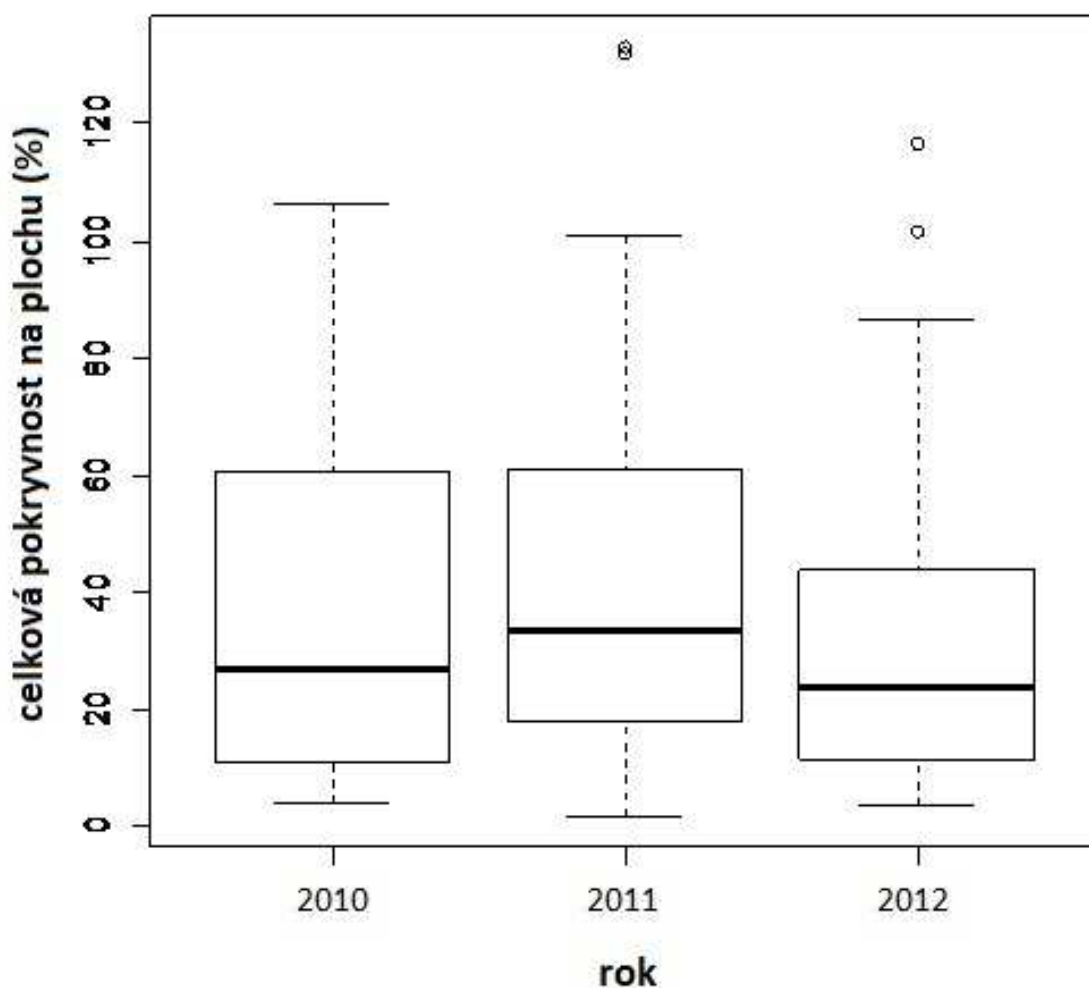


Obr. 5. 1.: Počet druhů na plochu (α diverzita) v jednotlivých letech.

Při testování vlivu vzdálenosti od stepi na počet druhů na plochu byl tento pouze marginálně signifikantní ($p=0,06$), interakce vzdálenosti od stepi s časem nebyla průkazná ($p=0,39$).

V průběhu tří let nedochází k průkazným změnám β diverzity v čase ($p=0,97$). Průměrná hodnota Sørensenova indexu je přes všechny tři roky rovna 0,46.

Pokryvnost vegetace na výsypce se v čase sice mění ($p=0,022$; $F_{1,237}=5,27$), ale bez jakéhokoli viditelného trendu (obr. 5. 2.): nárůst pokryvnosti v roce 2011 je pravděpodobně způsoben hlavně expanzí *Melilotus* sp., který v roce 2012 opět ustupuje.

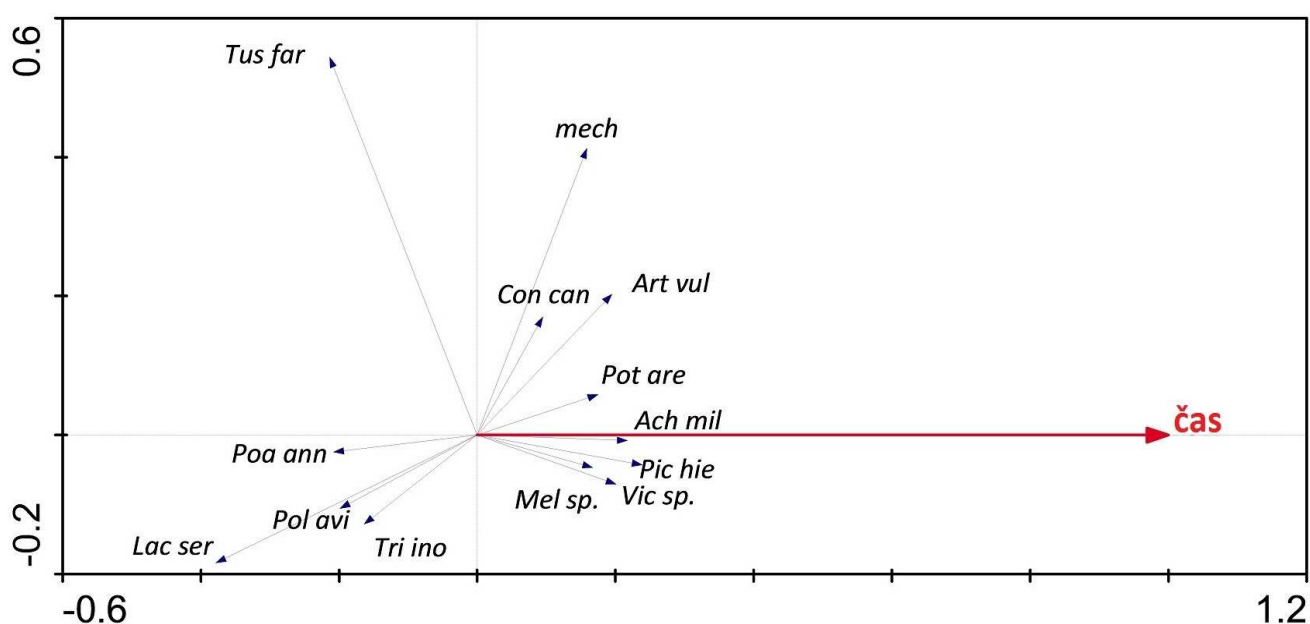


Obr. 5. 2.: Celková pokryvnost vegetace na trvalou plochu v jednotlivých letech sukcese.

5. 1. 2. Složení vegetace v čase a prostoru

Pro popis vegetace v čase a prostoru byla sledována závislost druhového složení na trvalých plochách na roce sukcese, vzdálenosti od stepi a příslušnosti trvalé plochy k transektu. Navíc byly zahrnuty i analýzy studující vliv interakcí času s prostorovými proměnnými.

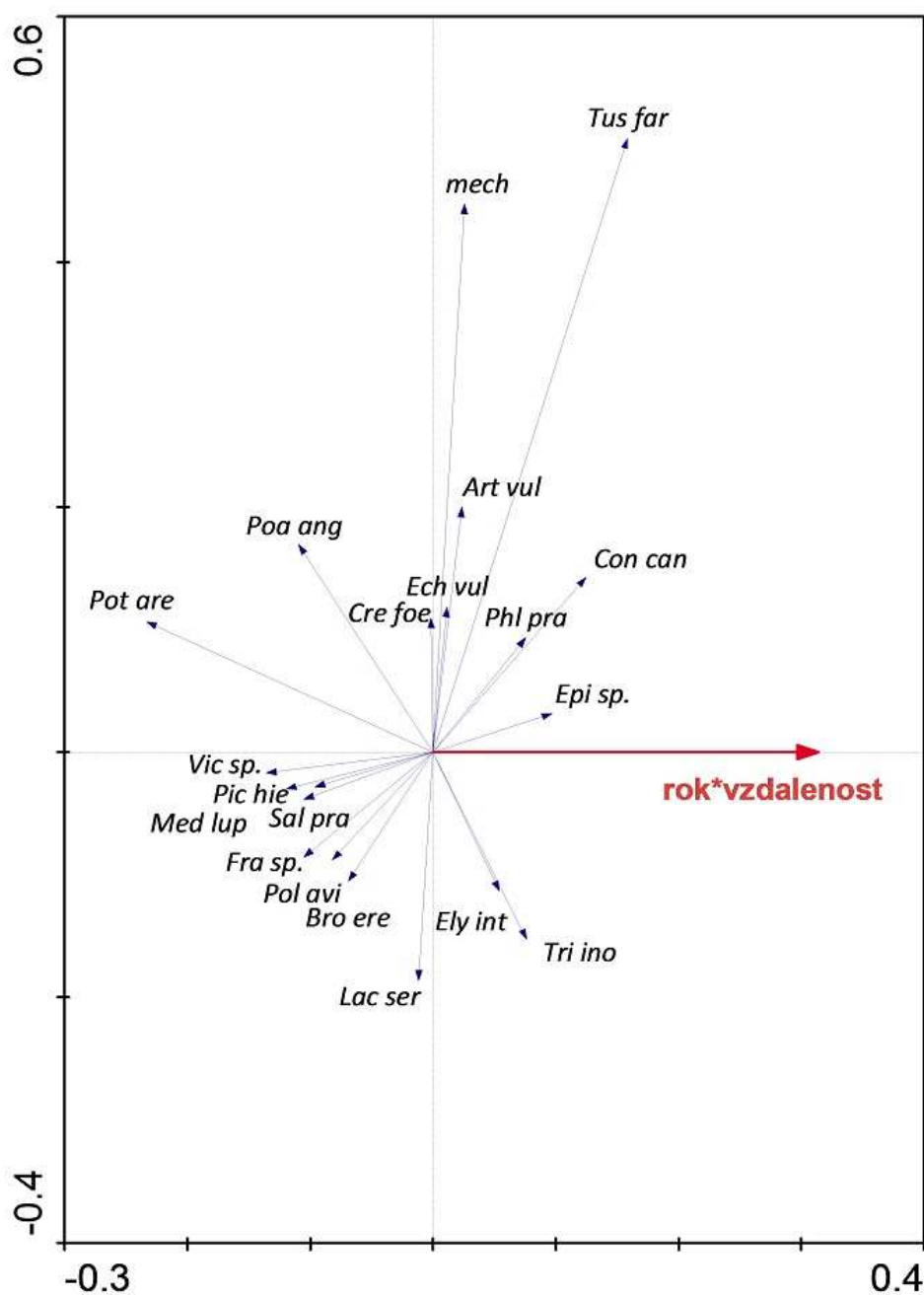
Podle výsledků z RDA dochází k celkovým změnám ve vegetaci v průběhu času ($p < 0,002$; $F = 18,77$; vysvětleno 3,6% variability). Na obr. 5. 3. je patrné jednak střídání dominant (ubývající *Lactuca serriola*, *Tussilago farfara* a *Tripleurospermum inodorum* a přibývající *Melilotus* sp. a *Picris hieracioides*), ale i invaze nových druhů (*Vicia* sp., *Achillea millefolium* a *Artemisia vulgaris*) a rozrůstání mechů v podrostu.



Obr. 5. 3.: Celkové změny ve vegetaci na výsypce v průběhu času (výsledek RDA analýzy).

Při pohledu na prostorovou variabilitu vegetace nemá vzdálenost od stepi žádný vliv na složení vegetace ($p = 0,55$). Navzdory tomuto negativnímu výsledku však vychází průkazný vliv interakce této vzdálenosti a času ($p = 0,008$; $F = 5,03$; vysvětleno 0,7 % variability). Na obr. 5. 4. lze odlišit dvě skupiny druhů: druhy, co přibývají se zvyšující se interakcí času a vzdálenosti od stepi (ve směru šipky interakce), jsou druhy, které se

později šíří na plochy vzdálenější od stepi (např. *Phleum pratense*, *Conyza canadensis*), případně ubývají na plochách blíže ke stepi (např. *Tussilago farfara*, *Tripleurospermum inodorum*). Oproti tomu druhy, které přibývají se snižující se interakcí času a vzdálenosti od stepi (proti směru šipky interakce), by mohly být druhy, které postupně mizí na vzdálenějších plochách, ale jsou to zejména druhy, co se později šíří na trvalé plochy blíže u stepi (*Vicia* sp., *Potentilla arenaria*, *Fragaria viridis*, *Salvia pratensis*, *Poa angustifolia*, *Polygonum aviculare*).



Obr. 5. 4.: Vliv interakce času a vzdálenosti od stepi na složení vegetace na výsypce.

5. 1. 3. Složení půdy na výsypce a její vliv na vegetaci

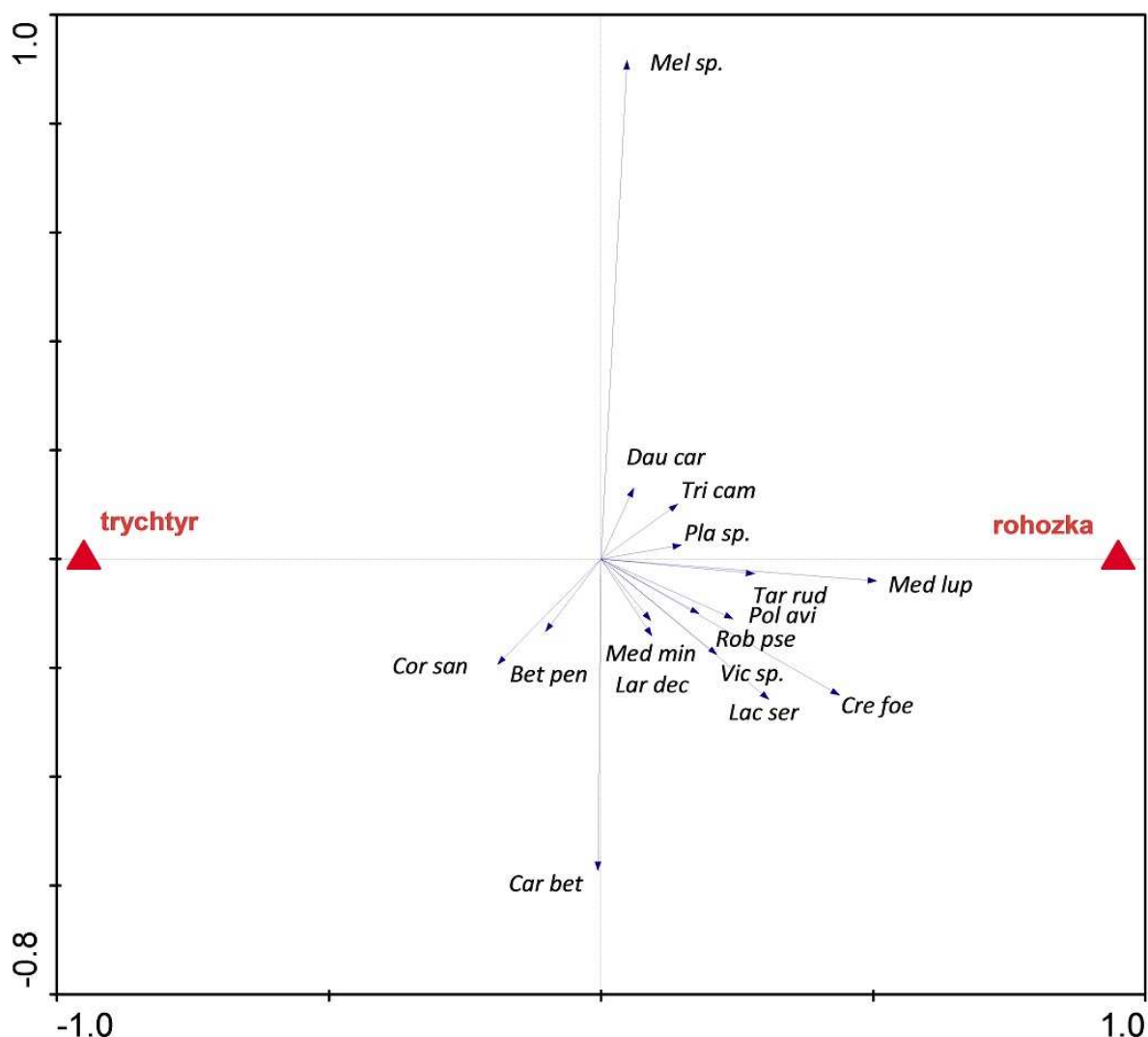
Podle výsledků RDA se v rámci výsypky půdní složení neliší v závislosti na vzdálenosti od stepi ($p=0,23$).

Při provádění postupného výběru vysvětlujících proměnných neměla ani jedna z půdních charakteristik průkazný vliv na složení vegetace na výsypce (nejnižší hodnota $p=0,068$ pro pH ve vodním roztoku). Zdá se tedy, že ač je vegetace v rámci výsypky variabilní, tato variabilita nemůže být dávana do souvislosti s půdním složením.

5. 1. 4. Šíření semen prostřednictvím větru na výsypku

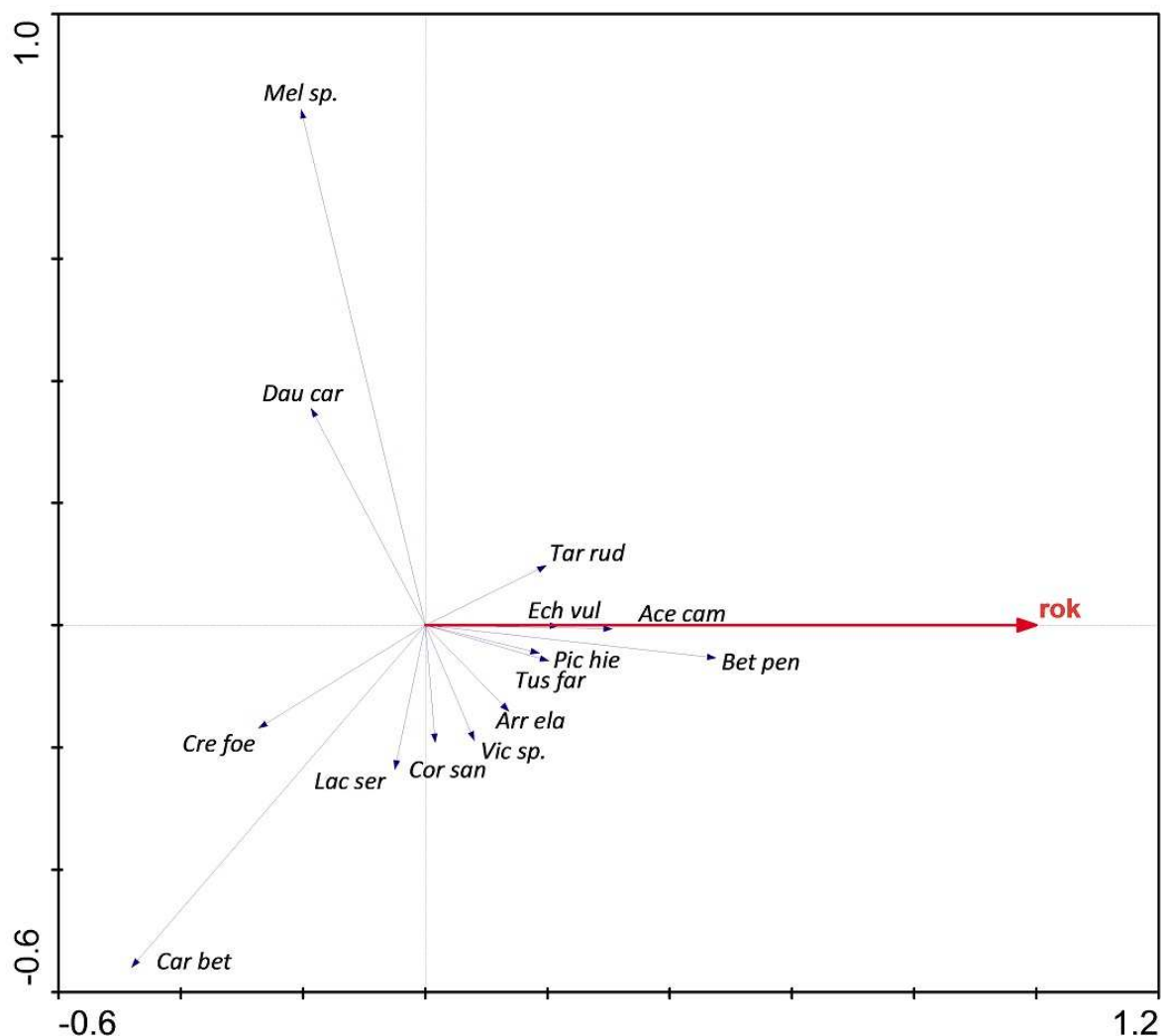
Během dvou sezón sledování šíření semen na výsypku byla v lapačích zaznamenána semena celkem 30 druhů rostlin, přičemž počet druhů zachycených v trychtýřích byl 20, oproti 29 druhům nalezeným v rohožkách: podle těchto údajů se rohožky zdají být efektivnějším způsobem monitoringu šíření semen.

Podle výsledků RDA testující rozdíly mezi metodikami se dva použité modely lapačů semen průkazně liší podle složení vzorků ($p<0,002$; $F=8,39$; vysvětleno 4,8% variability). Z obr. 5. 5. je patrné, že na rohožích se zachytávají více druhy s nižším vzrůstem, zatímco v trychtýřích byla nalezena hlavně semena stromů – zde anemochorní *Betula pendula*. Zajímavostí je výskyt *Cornus sanguinea* pouze v trychtýřích: tento druh je šířený endozoochorně prostřednictvím ptáků a zdá se, že trychtýře svojí konstrukcí poskytují ideální posed pro ptáky mezi jinak převážně bylinnou vegetací na výsypce.



Obr. 5. 5.: Rozdíly ve druhovém složení dvou typů lapačů (trychtyřů a rohožek).

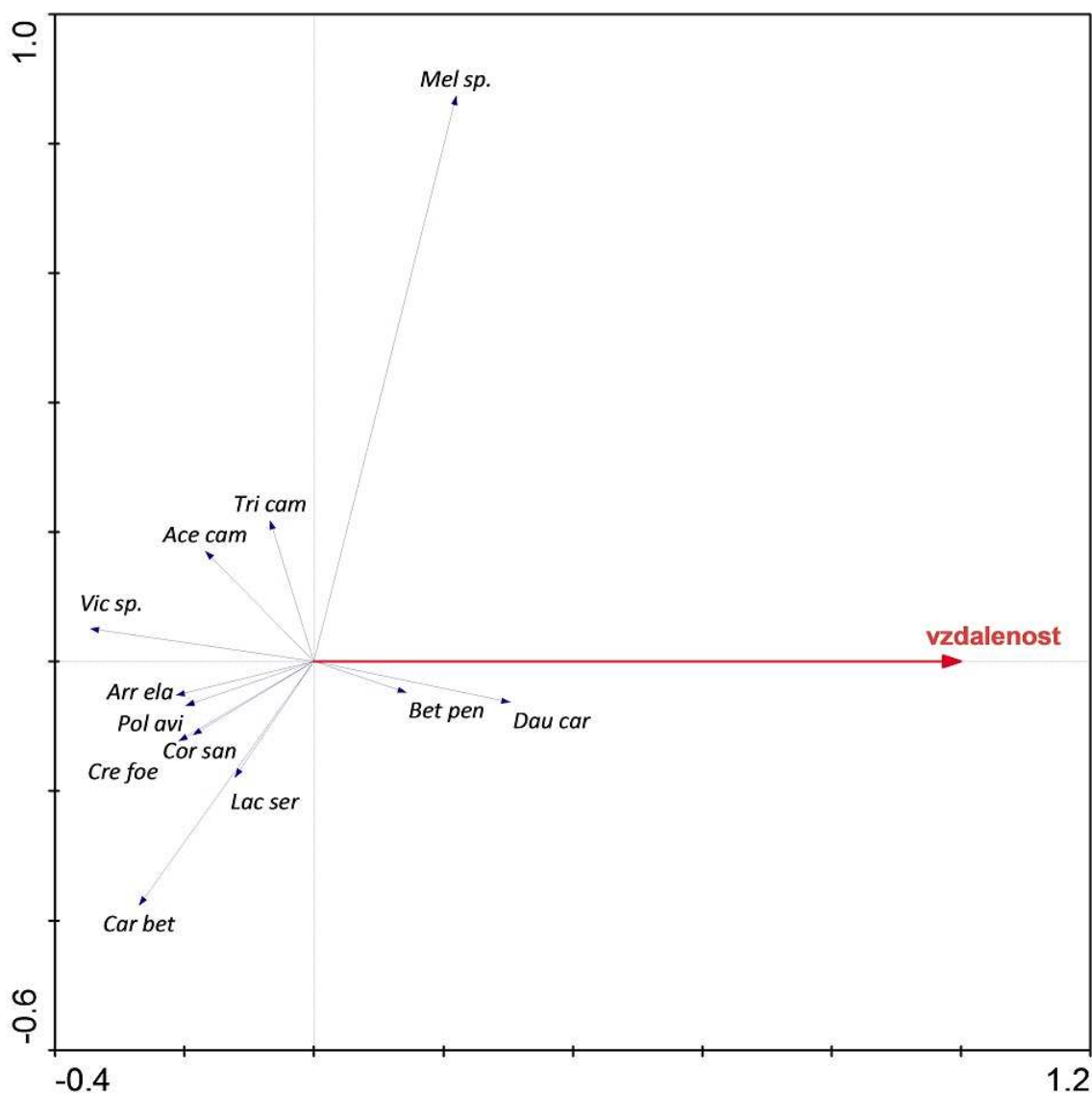
Z testování meziročních rozdílů ve složení vzorků semen (bez ohledu na typ lapače) vychází, že v roce 2012 se složení vzorků z lapačů semen signifikantně lišilo od složení v roce 2011 ($p < 0,002$; $F = 9,52$; vysvětleno 7% variability). V roce 2012 bylo ve vzorcích mnohem více semen bylin (obr. 5. 6.), zejména těch, které se v tomto roce vyskytovaly i na výsypce, např.: *Echium vulgare*, *Tussilago farfara*, *Picris hieracioides*, *Vicia* sp. – oproti tomu ubylo semen některých dominant: *Melilotus* sp., *Crepis foetida*, *Lactuca serriola* a *Daucus carota*. Semena stromů, s výjimkou *Carpinus betulus*, také převažovala ve vzorcích z roku 2012.



Obr. 5. 6.: Změny složení semenného deště v závislosti na čase: druhy přibývající ve směru roku sukcese se více vyskytovaly v lapačích semen v druhém roce monitoringu.

Při testování meziročních rozdílů ve složení vzorků u obou typů lapačů zvlášť vyšel průkazně meziroční rozdíl u trychtýřů ($p < 0,002$; $F = 6,22$; vysvětleno 9,4% variability) i u rohožek ($p < 0,002$; $F = 4,56$; vysvětleno 7,1% variability).

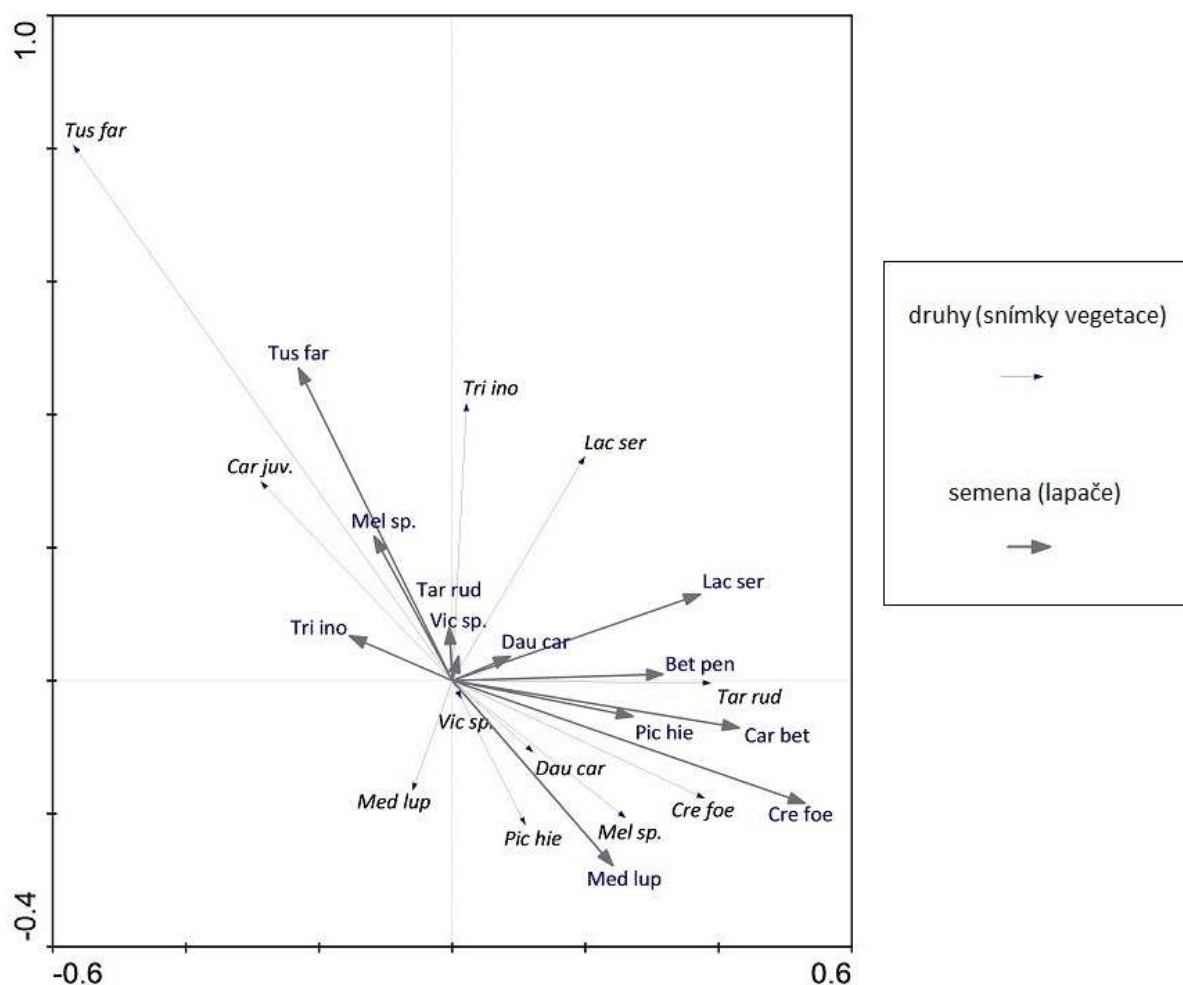
Kromě rozdílů mezi roky byla zjištěna i závislost složení vzorků semen na vzdálenosti od stepi ($p < 0,002$; $F = 6,81$; vysvětleno 3,4% variability). Zatímco na vzdálenějších plochách převažují druhy se snadnou šířitelností větrem (*Betula pendula*) a také semena dominant, které se vyskytují na těchto plochách (*Melilotus sp.*, *Daucus carota*), většina druhů se šíří lépe na plochy blíže ke stepi (obr. 5. 7.).



Obr. 5. 7.: Vliv vzdálenosti od stepi na složení deště semen. Druhy přibývající směrem doleva se spíše vyskytují v lapačích umístěných blíže ke stepi.

Při srovnání druhů nalezených v lapačích semen s druhy rostoucími na výsypce bylo zjištěno, že z celkových 30 druhů z lapačů se jich pouze 7 nevyskytovalo v příslušných letech ani na výsypce v podobě potencionálního zdroje (nejsou uvažovány semenáčky): *Acer campestre*, *Betula pendula*, *Carpinus betulus*, *Cornus sanguinea*, *Larix decidua*, *Prunus avium* a *Robinia pseudoacacia*. Podle tohoto údaje by se mohlo zdát, že rostliny se na výsypce šíří převážně na velmi malé vzdálenosti (jen v rámci výsypky) a migrace z větších vzdáleností jsou schopné pouze stromy. Pro lepší porovnání složení vegetace na trvalých plochách a druhem imigrujících semen byla tedy příslušná data zpracována pomocí PCA. Obr. 5. 8. znázorňuje vztahy mezi výskytem semen v lapačích a

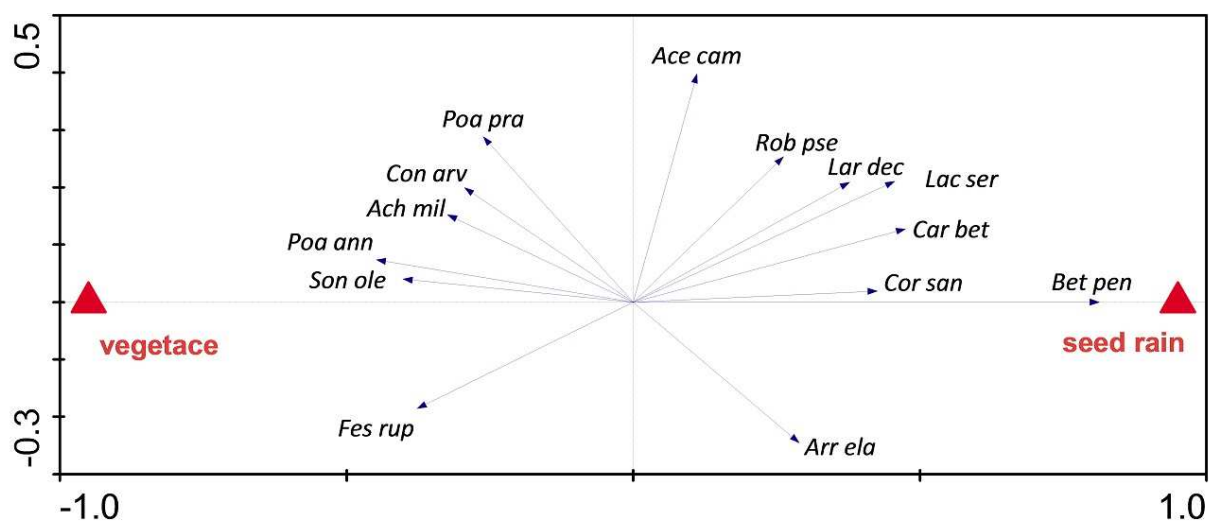
pokryvností druhů na trvalých plochách: silnějšími šedými šipkami je znázorněno dvanáct druhů, které se vyskytovaly v lapačích v nejvyšších denzitách (nad třicet semen v celkových součtech) a tenkými šipkami tytéž druhy z vegetačních snímků. Na obrázku jsou patrné zejména korelace výskytu *Tussilago farfara*, *Crepis foetida* a *Lactuca serriola* v lapačích i na trvalých plochách. Příčinou této korelace je pravděpodobně šíření na malé vzdálenosti (výskyt semen v lapačích je až následkem výskytu příslušných druhů na trvalých plochách) – zdá se, že i u těchto druhů s adaptacemi na šíření větrem zůstává většina semen v blízkosti mateřské rostliny. Zajímavý je opačný trend ve výskytu *Carpinus betulus*, jehož semenáčky se objevují spíše na trvalých plochách, kde je přísun jeho semen nižší – tento jev lze interpretovat pravděpodobně tak, že *Carpinus betulus* není limitován nedostatkem semen, ale nepříznivými podmínkami na výsypce, které limitují klíčení a růst semenáčků. V této PCA bylo 50 % variability vysvětleno první osou a 25,9 % variability vysvětlila druhá osa.



Obr. 5. 8.: Vztah mezi složením vegetace na trvalých plochách a složením vzorků z lapačů semen.

Co se týče migrace čistě stepních druhů, v lapačích byla zachycena jen semena *Picris hieracioides*, *Vicia* sp. a *Medicago minima* (pouze jeden záznam). *Picris hieracioides* a *Vicia* sp. se nacházejí v lapačích v relativně velkých abundancích: *Picris hieracioides* průměrných 39,4 semen/lapač a *Vicia* sp. průměrných 20,9 semen/lapač; pouze *Vicia* sp. se však podle RDA (obr. 5. 7. výše) šíří intenzivněji na plochy bližší stepi.

Podle výsledků RDA je průkazný rozdíl mezi druhy vyskytujícími se v lapačích a ve vegetaci ($p < 0,002$; $F = 33,54$; vysvětleno 8,2 variability). Na obr. 5. 9. je patrné, že některé druhy se vyskytují ve vegetaci, ale jejich semena nebyla zachycena v lapačích – jedná se především o druhy trav bez adaptací na šíření semen prostřednictvím větru (např. *Poa annua*, *Festuca rupicola*, *Poa pratensis*), ale na druhou stranu i o druhy, které tato přizpůsobení mají – jejich absence v lapačích tedy může být způsobena jejich malou četností v dešti semen, nebo náhodou. Naproti tomu v lapačích převažují téměř striktně druhy stromů, jejichž semenáčky se na výsypce vyskytují jen málo nebo vůbec (ze všech druhů stromů zachycených v lapačích byl na výsypce zaznamenán pouze *Acer campestre* a *Carpinus betulus*). Zajímavé je, že přes velkou denzitu v dešti semen se na výsypce vůbec nevyskytuje *Betula pendula*. Také *Arrhenatherum elatius* je mnohem častější v lapačích než ve vegetaci.



Obr. 5. 9.: Srovnání druhového složení vegetace na trvalých plochách a složení deště semen (=seed rain).

5. 2. Šíření stepních druhů na výsypku

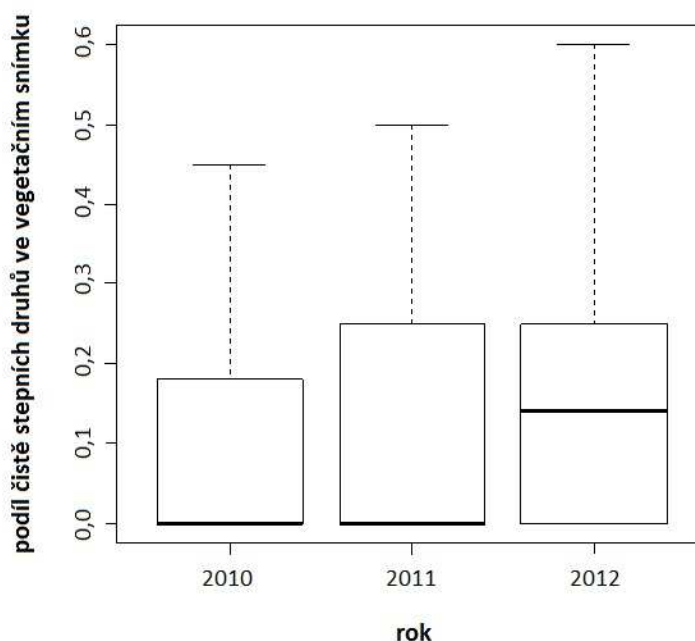
5. 2. 1. Abiotické podmínky na výsypce a na stepi

Pro popis abiotických podmínek byly z dat z teplotních a vlhkostních čidel vybrány extrémní hodnoty (maxima i minima) pro období od jara 2011 po jaro 2013. Maxima i minima byla zprůměrována zvlášť pro výsypku a step a tyto hodnoty shrnuje následující tabulka:

	teplota [°C]						vlhkost	
	půda		povrch		vzduch		půda	
	max	min	max	min	max	min	max	min
výsypka	28,33	-8,00	35,33	-11,67	43,33	-21,67	2572,67	425,33
step	22,33	-4,00	29,33	-7,33	41,00	-20,00	1850,67	540,67

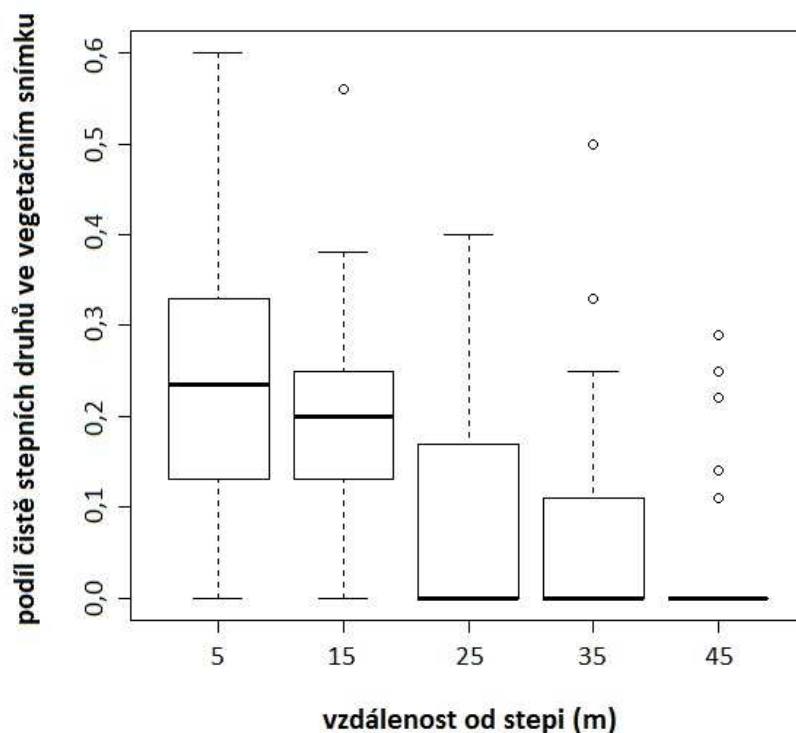
5. 2. 1. Změny proporcí stepních druhů a trvalých plochách

Ačkoliv v lapačích semen byly zachyceny jen některé druhy šířící se ze stepi, na trvalých plochách jich bylo během tří let sukcese zaznamenáno celkem 23 (např. *Festuca rupicola*, *Sanguisorba minor*, *Hieracium pilosella*, *Eryngium campestre*, *Salvia pratensis*, *Medicago minima*, *Potentilla arenaria*, *Securigera varia*). Podle výsledků lineární regrese dochází během prvních tří let ke zvyšování podílu stepních druhů na jednotlivých plochách ($p < 0,001$; $F_{1,237} = 20,80$; obr. 5. 10.).



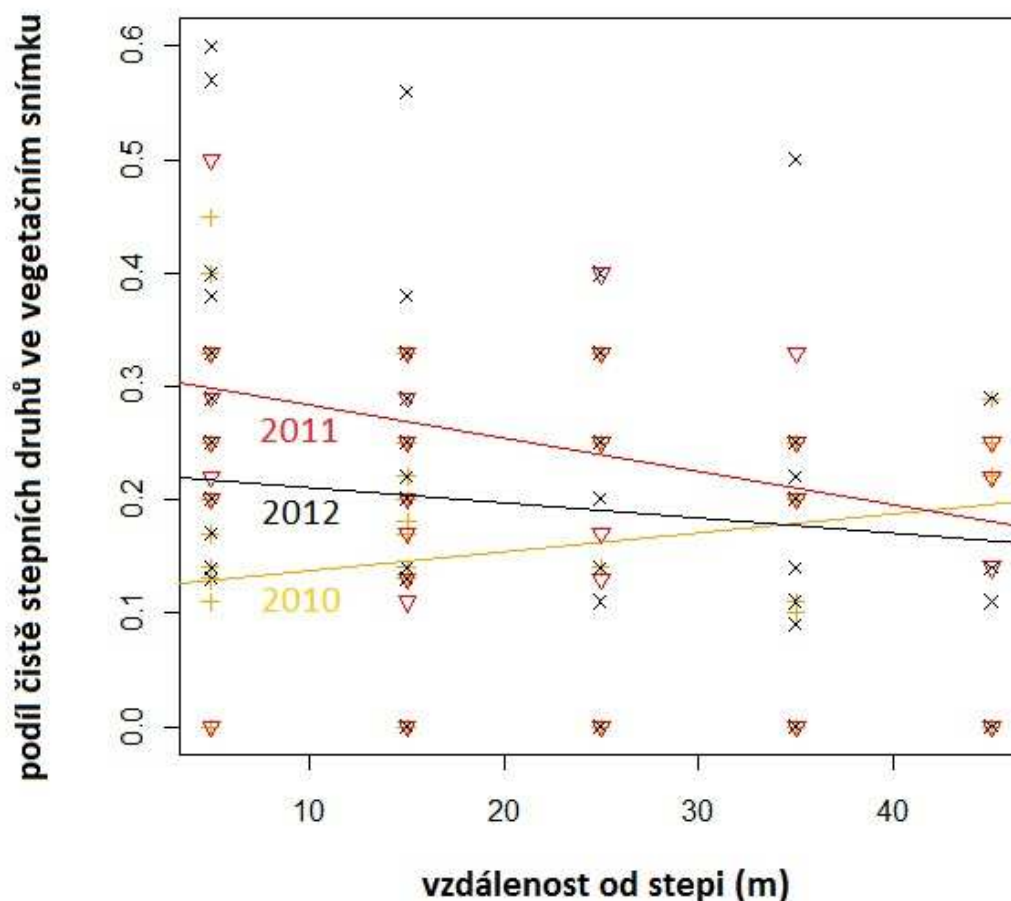
Obr. 5. 10.: Podíl čistě stepních druhů ku všem druhům na trvalých plochách v jednotlivých letech.

Kromě zvyšujícího se podílu stepních druhů v čase je průkazný i vliv vzdálenosti od stepi: blíže u stepi je podíl čistě stepních druhů vyšší než dále od ní ($p < 0,001$; $F_{1,266}=81,14$; obr. 5. 11.).



Obr. 5. 11.: Podíl čistě stepních druhů ku všem druhům na ploše v závislosti na vzdálenosti od stepi.

Zároveň vychází průkazně také vliv interakce času a vzdálenosti od stepi na proporci čistě stepních druhů na trvalých plochách ($p < 0,001$; $F_{1,236}=13,08$). Vztah vzdálenosti od stepi a podílu čistě stepních druhů v jednotlivých letech znázorňuje obr. 5. 12. Zde je patrné, že zatímco v roce 2010 byly hodnoty podílu stepních druhů dokonce nižší na plochách bližších stepi, v roce 2011 již došlo k větší kolonizaci bližších ploch stepními druhy. Menší strmost křivky v roce 2012 lze vysvětlit pravděpodobně celkovým nárůstem počtu druhů – spíše než ztrátou čistě stepních druhů (zejména v kontextu grafů na obr. 5. 1. a 5. 10., které znázorňují větší nárůst celkového počtu druhů i podílu stepních druhů až v roce 2012).



Obr. 5. 12.: Závislost podílu čistě stepních druhů (ku všem druhům na ploše) na vzdálenosti od stepi v jednotlivých letech. Žlutě je znázorněna závislost pro rok 2010 (žluté křížky symbolizují hodnoty pro jednotlivé plochy), červeně závislost pro rok 2011 (červené trojúhelníčky) a černě pro rok 2012 (černé křížky).

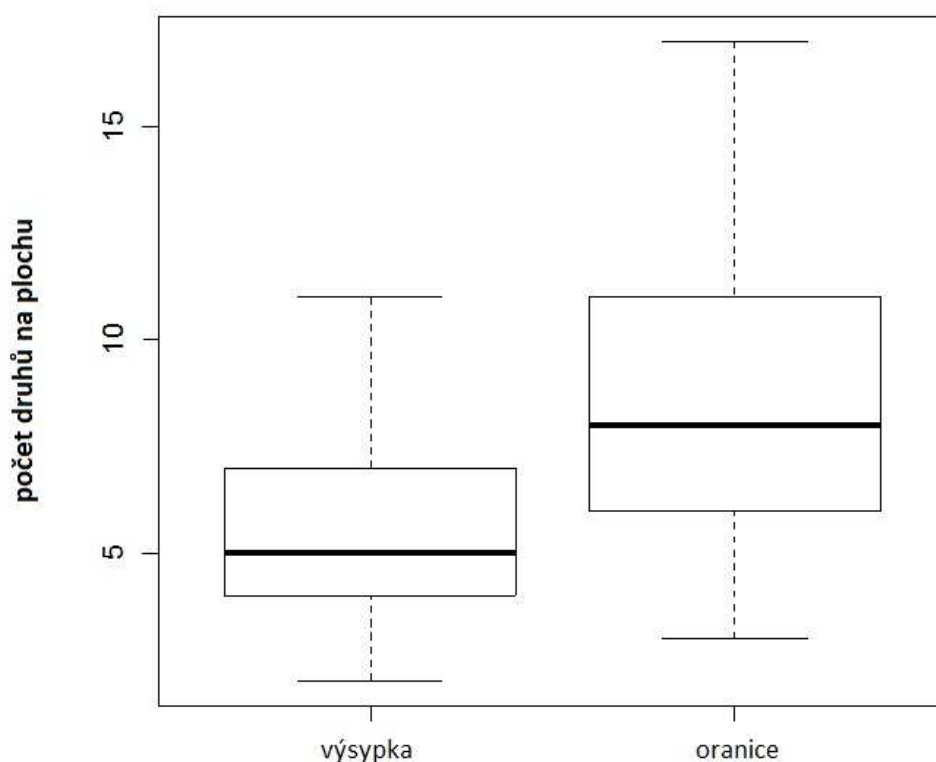
5. 2. 2. Vlastnosti imigrujících stepních druhů

Pro lepší porozumění úspěšné kolonizace některých stepních druhů byly analyzovány jejich vybrané funkční vlastnosti a porovnávány s vlastnostmi druhů, které se na stepi vyskytují, ale výsypku ještě nekolonizovaly. Ze všech studovaných vlastností však žádná nevykazovala průkazný rozdíl mezi úspěšnými a neúspěšnými kolonizátory ($p=0,22$ a vyšší).

5. 3. Srovnání primární a sekundární sukcese na Čeřince

5. 3. 1. Změny α a β diverzity a rozdíly v celkové pokryvnosti

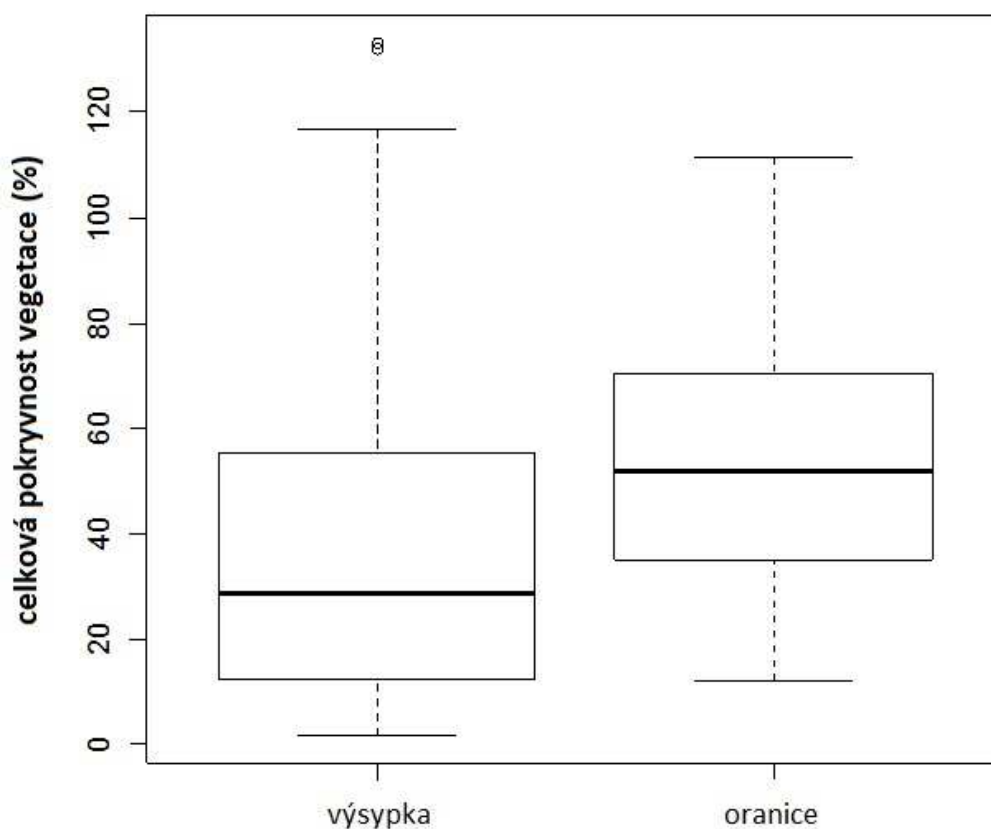
Při srovnávání počtu druhů na plochu mezi výsypkou a oranicí byla zjištěna průkazně vyšší α diverzita na oranici (obr. 5. 13.; $p < 0,001$; $F_{1,355}=120,75$). Na rozdíl od výsypky, kde dochází k nárůstu počtu druhů na plochu v čase, na oranici počet druhů v čase průkazně klesá ($p < 0,001$; $F_{1,77}=36,6$).



Obr. 5. 13.: Srovnání počtu druhů na plochu mezi výsypkou a oranicí.

Při srovnávání β diverzity mezi výsypkou a oranicí se tato jevila o něco vyšší na oranici, avšak rozdíl nebyl průkazný ($p=0,85$).

Oproti tomu je na obou substrátech signifikantní rozdíl v celkové pokryvnosti vegetace: tato je průkazně vyšší na oranici než na výsypce (obr. 5. 14.; $p < 0,001$; $F_{1,355}=27,9$).

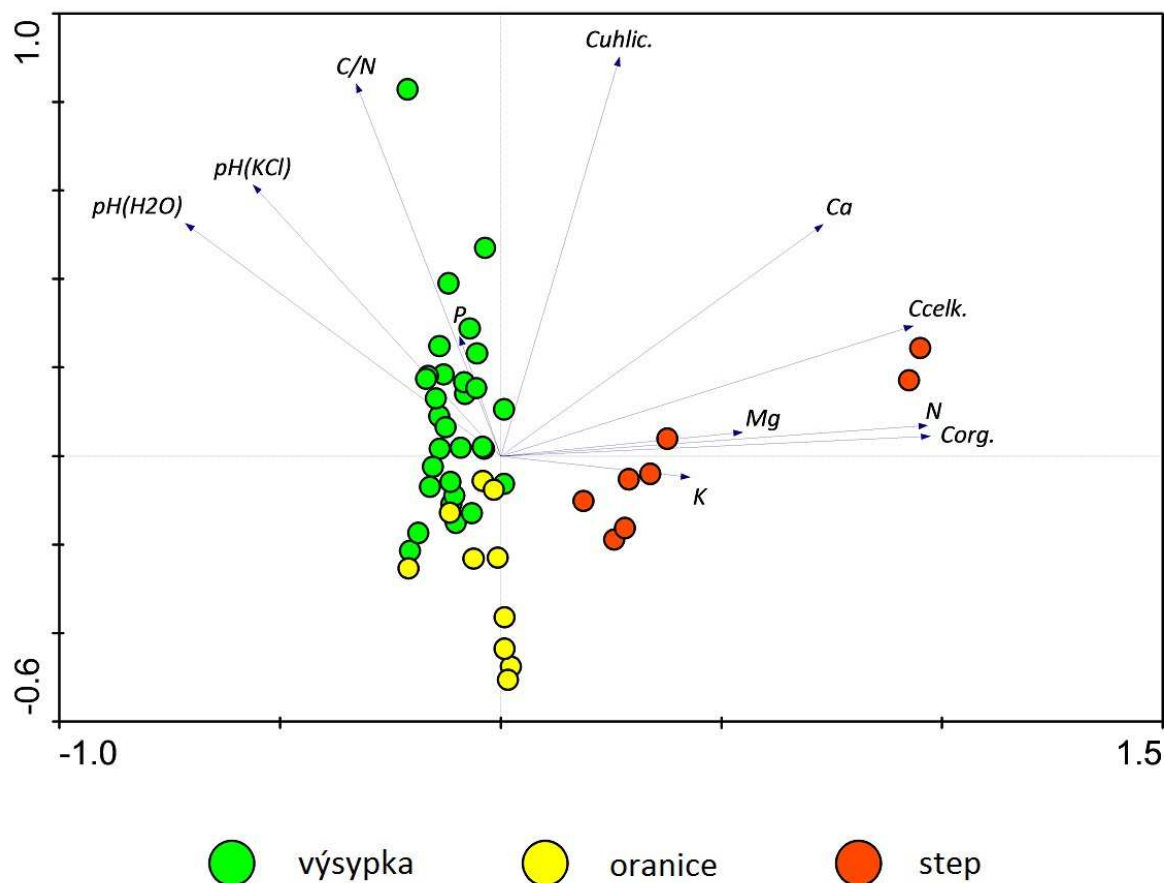


Obr. 5. 14.: Srovnání celkové pokrývnosti vegetace na plochu mezi výsypkou a oranicí.

5. 3. 2. Abiotické podmínky: výsypka, oranice a step

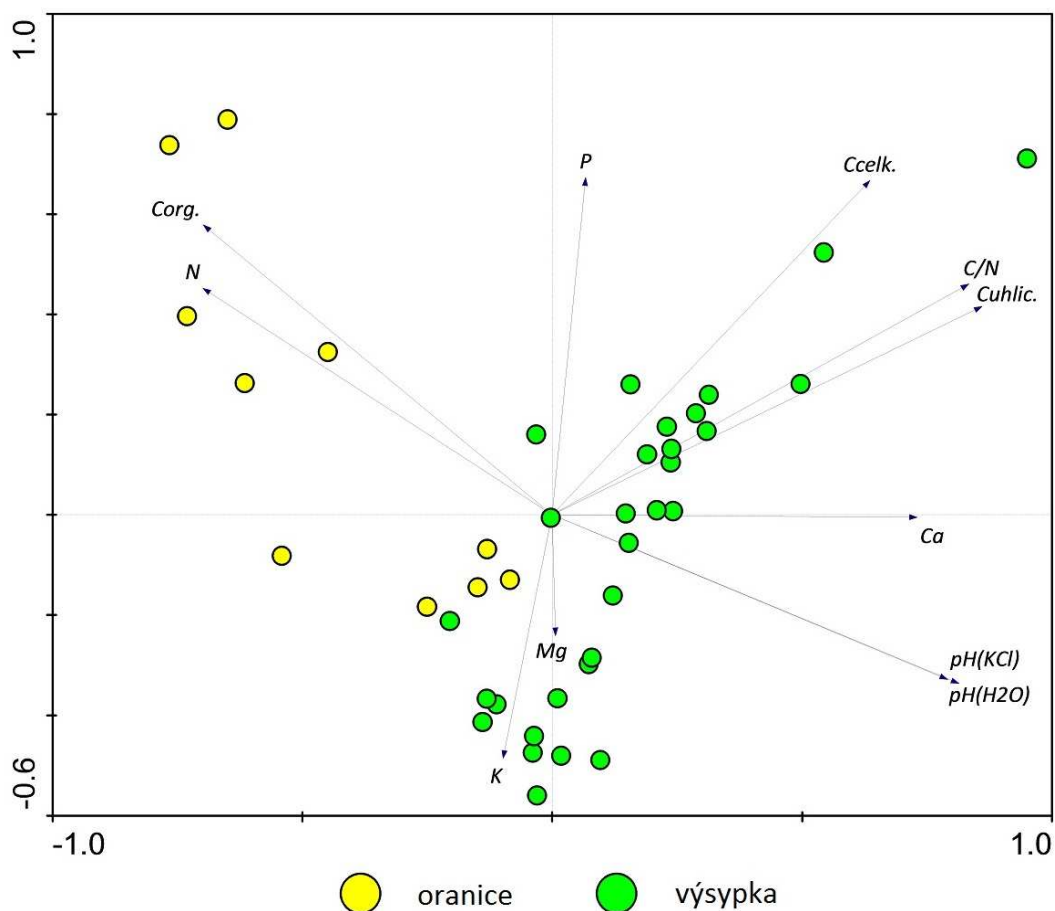
5. 3. 2. 1. Půdní složení

V PCA analýze o půdním složení bylo první osou vysvětleno 43,6 % variability a druhou osou 23,8 %. Obr. 5. 15. znázorňuje podobnosti ve složení půdních vzorků: půda na výsypce se svým složením blíží více oranici, než půdě na stepi. Stepní půda je bohatší na některé minerály (K, Mg, N, C a Ca) a má nižší pH a nižší poměr C/N, což svědčí o její vyšší kvalitě a stáří.



Obr. 5. 15.: Rozdíly v půdním složení mezi výsypkou, oranicí a stepí – graf z PCA analýzy, barevnými kolečky jsou znázorněny jednotlivé snímky (půdní vzorky).

Rozdíly mezi půdou z výsypky, oranice a stepi jsou podle RDA signifikantní ($p < 0,002$; $F = 16,63$; vysvětleno 42,5 % variability). Stejně tak jsou průkazné i rozdíly v půdním složení mezi výsypkou a oranicí ($p < 0,002$; $F = 12,7$; vysvětleno 25,1 % variability). Na obr. 5. 16. je vidět rozložení snímků v mnohorozměrném prostoru (graf z PCA analýzy: první osou vysvětleno 42,4 % a druhou 21,3 % variability). Z grafu je vidět, že největší rozdíly mezi půdou na výsypce a na oranici jsou v pH a obsahu Ca (oboje na výsypce vyšší). Oproti tomu na oranici je větší podíl dusíku a podle podílu C/N i vyšší kvalita humusu.



Obr. 5. 16.: Rozdíly v půdním složení mezi oranicí a výsypkou, žlutá kolečka znázorňují jednotlivé snímky (půdní vzorky) z oranice, zelená snímky z výsypky.

Výsledky těchto analýz tedy ukazují, že půdní podmínky na výsypce i na oranici se liší od půdních podmínek na stepi, přičemž na výsypce je půda méně vyvinutá než na oranici a má extrémnější pH: rostliny na výsypce jsou tedy nejvíce stresovány nedostatkem živin a alkalickým substrátem.

5. 3. 2. 2. Hmotnost půdy a objem kapilárních pórů

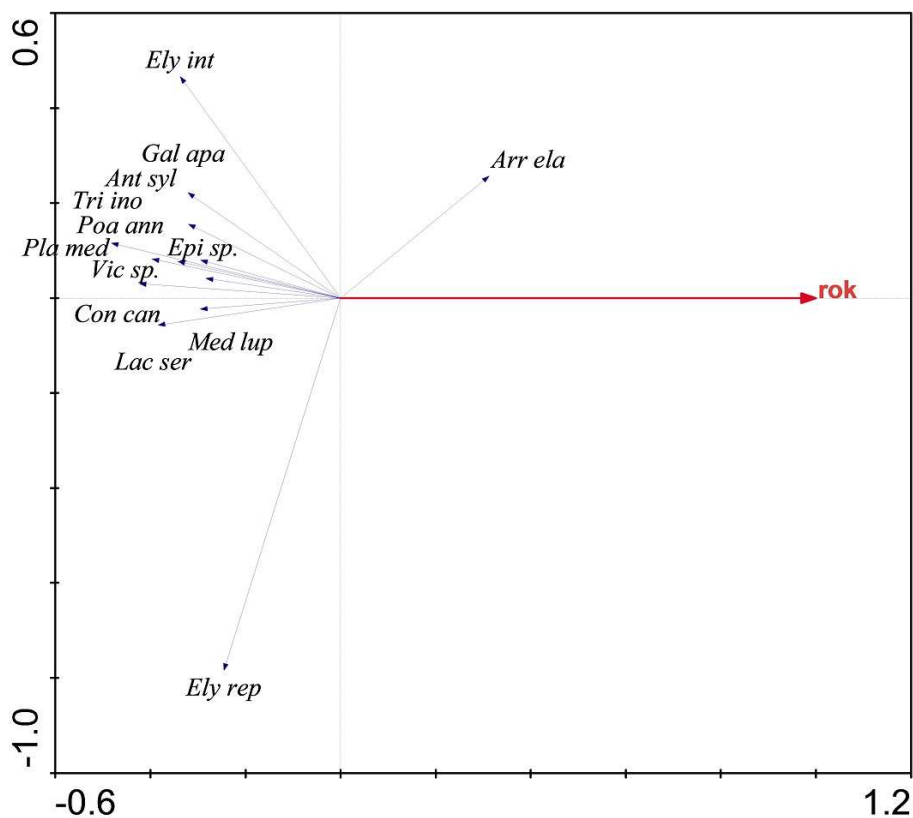
Výsledky získané pomocí Kopeckého válečků jsou shrnuté v tabulce níže. Uváděné hodnoty jsou průměrem ze všech naměřených hodnot pro daný substrát. Navzdory odlišnému počtu vzorků (na výsypce 6, na stepi 8 a na oranici pouze 2 odběry) je patrné, že substráty na výsypce a na oranici si jsou vzájemně podobnější oproti stepní půdě, která má mnohem vyšší objem kapilárních pórů a naopak nižší hmotnost: rostliny na

stepi jsou tedy mnohem méně stresovány nedostatkem vody. Nižší hmotnost stepní půdy je způsobená ve velké míře přítomností humusu.

	Kapilární voda (ml/100cm ³)	Hmotnost půdy (g/100cm ³)
	33,1	136,9
oranice	33,2	138,3
step	40,6	76,7

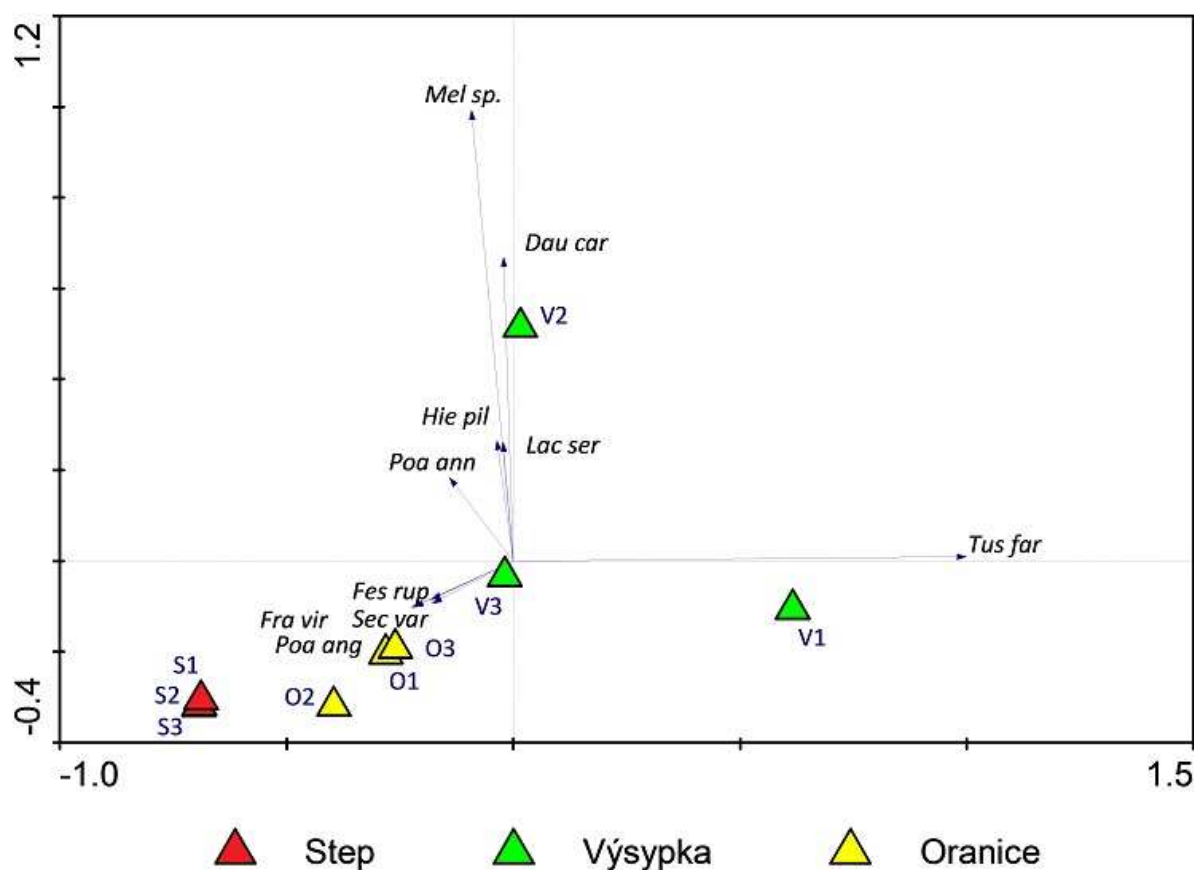
5. 3. 3. Vývoj vegetace: výsypka, oranice a step

Stejně jako se v čase průkazně mění vegetace na výsypce, dochází i ke změnám druhového složení na oranici ($p < 0,002$; $F = 5,54$; vysvětleno 3,9% variability). Z obr. 5. 17. je zřejmé, že v průběhu času dochází k úbytku většiny druhů, zatímco plochy jsou postupně zarůstány druhem *Arrhenatherum elatius*.



Obr. 5. 17.: Vývoj vegetace na oranici v průběhu času (výsledky RDA analýzy).

Srovnání vegetace na výsypce, na oranici a na přilehlé stepi zobrazuje obr. 5. 18. – výsledek PCA, první osou vysvětleno 73,1 %, druhou osou 9,2 % variability. Zatímco vegetace na stepi se v čase prakticky nemění, na výsypce dochází k výraznému vývoji: po prvním roce je viditelný úbytek dominantního *Tussilago farfara* a nástup nových dominant (*Melilotus* sp. a *Daucus carota*), které však ve třetím roce taktéž ustupují a vegetace na výsypce se začíná blížit té na stepi. Vegetace na oranici je i ve třetím roce podobnější stepní vegetaci než vegetace na výsypce, avšak na oranici se vývoj neubírá jednoznačným směrem a je tedy možné, že vegetace na výsypce bude směřovat příměji ke složení podobnému vegetaci na stepi.

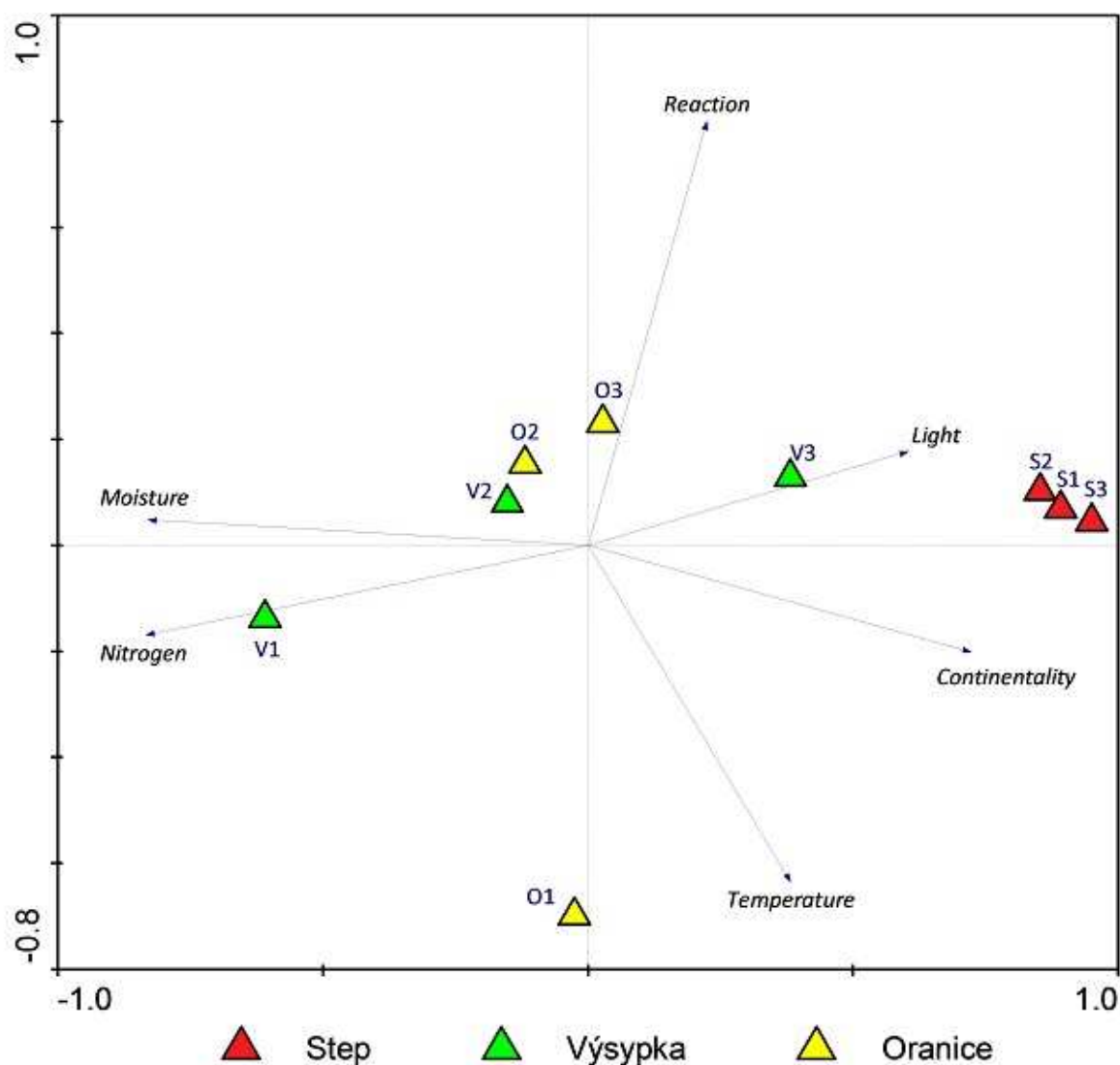


Obr. 5. 18.: Srovnání vývoje vegetace na třech stanovištích (step, výsypka a oranice). Jednotlivými trojúhelníčky jsou znázorněny centroidy snímků v daném roce (promítnuté jako supplementary variable): zkratky vždy symbolizují typ stanoviště a rok sukcese (číslo 1 pro rok 2010, 2 jako 2011 a 3 jako 2012), tedy např. S1 je centroid pro snímky na stepi v roce 2010. Šípkami jsou pak znázorněny jednotlivé druhy rostlin vysvětlující nejvíce variability.

5. 3. 4. Srovnání podmínek prostředí pomocí Ellenbergových indikačních hodnot

Podle výsledků RDA jsou rozdíly v indikačních hodnotách mezi výsypkou, oranicí a stepí průkazné ($p < 0,002$; $F = 35,09$; vysvětleno 29,2 % variability). Obr. 5. 19.

znázorňuje rozdíly mezi těmito třemi stanovišti a jejich vývoj v čase (první osou vysvětleno 41,3 % variability, druhou osou 19,1 %).



Obr. 5. 19.: Srovnání vývoje průměrných Ellenbergových hodnot pro jednotlivé snímky mezi stepí, výsypkou a oranicí. Barevné trojúhelníčky zobrazují centroidy snímků na jednotlivých stanovištích v jednotlivých letech stejným způsobem jako na předchozím obrázku.

5. 3. 5. Šíření stepních druhů

Vzhledem k menšímu počtu snímků na oranici (3krát méně než na výsypce) nelze porovnat přímo počet stepních druhů mezi těmito dvěma stanovišti. Srovnatelné jsou však počty druhů vztažené na trvalou plochu. V následující tabulce jsou uvedené počty stepních druhů na plochu, podíly čistě stepních druhů ku všem druhům na trvalé ploše (obojí průměrné hodnoty přes všechna snímkování) a vývoj tohoto podílu v čase pro výsypku i oranici:

	počet čistě step.	podíl: čistě stepní/všechny	čist.step./všechny~čas
výsypka	0,73	0,12	p<0,001 (roste)
oranice	0,93	0,10	NS

Z uvedených hodnot je patrné, že počet čistě stepních druhů na oranici je o něco vyšší než jejich počet na výsypce. Podíl těchto druhů ku všem na trvalé ploše je o něco vyšší na výsypce (to je dané hlavně nižším počtem všech druhů na plochu na výsypce). Zajímavý je však vývoj tohoto podílu v čase – zatímco na oranici se nemění, na výsypce signifikantně roste. V roce 2012 byl pak průměrný podíl čistě stepních druhů ku všem druhům na trvalé ploše roven 0,13 na oranici a 0,16 na výsypce.

6. Diskuse

6. 1. Primární sukcese na výsypce z hlediska diverzity a dominant

Po iniciálních třech letech probíhající sukcese lze pozorovat první změny ve vegetaci. Rostoucí počet druhů v tomto případě není až tak překvapivým výsledkem – v počátečních fázích sukcese obvykle dochází k poměrně rychlé kolonizaci dalšími druhy (např. Osbornová *et al.* 1990, del Moral *et al.* 2005, Piqueray *et al.* 2011). Hodnoty Sørensenova indexu charakterizující podobnost mezi plochami dosahují přes všechny tři roky průměrně 0,46. Pro srovnání průměrná hodnota Sørensenova indexu na přilehlé stepi je pro stejné časové období rovna 0,49. Zdá se tedy, že ač obvykle v průběhu sukcese dochází ke snižování β diverzity (del Moral 2009), vegetace na výsypce je přinejmenším stejně homogenní jako vegetace na přilehlé stepi. Z tohoto hlediska je zajímavé i to, že se její hodnoty na výsypce v průběhu tří let nijak nemění: ač dochází postupně k navyšování počtu druhů a změnám ve složení vegetace, tyto změny se odehrávají na všech plochách relativně rovnoměrně.

Změny v pokryvnosti vegetace se během prvních tří let odehrávají spíše prostřednictvím změn v pokryvnosti dominantních druhů – zejména vlivem obou druhů rodu *Melilotus*, který zaznamenal expanzi v roce 2011, ale v roce 2012 už začal lehce ustupovat – o ostatních druzích přítomných na trvalých plochách proto tyto změny pokryvnosti mnoho nevypovídají. Tyto druhy se sice v čase také rozrůstají, ale rozdíly v jejich pokryvnostech jsou na úrovni jednotek procent, zatímco dominantní druhy často dosahují pokryvnosti převyšující 50 %.

Co se týče charakteru dominantních druhů, v prvním roce po opuštění výsypky došlo k masivní invazi druhu *Tussilago farfara*, který je typický svým expanzivním klonálním růstem na narušených substrátech zejména na osluněných stanovištích (Slavík & Štěpánková 2004) a v sukcesi dominuje především v iniciálních stádiích na jemnozrnnějších substrátech (Novák & Prach 2003). *Tussilago farfara* patří mezi hlavní dominanty i v dalších letech sukcese, avšak je vidět jeho pozvolný ústup. Výraznější ústup zaznamenaly další ruderální dominanty z první sezóny sukcese: *Lactuca serriola* a *Tripleurospermum inodorum*. Rychlý ústup těchto druhů odpovídá výsledkům studií sukcese ve vápencových lomech Českého středohoří (Novák & Prach 2003). Oproti této studii byl však na výsypce lomu Čefinka zaznamenán rychlejší nástup dominantních

druhů jako *Melilotus albus* (na výsypce se vyskytuje spolu s *Melilotus officinalis*), *Daucus carota*, *Medicago lupulina* a *Picris hieracioides*.

6. 2. Šíření stepních druhů

6. 2. 1. Účast stepních druhů

Pro popis nejdůležitějších trendů v sukcesi bývá někdy užitečné sledovat vývoj a střídání dominantních druhů (Osbornová *et al.* 1990). Při tomto způsobu nahlížení společenstva na výsypce jej po třech letech sukcese nelze popsat jinak než jako společenstvo s ruderálními dominantami (zejm. *Tussilago farfara*, *Melilotus* sp. a *Daucus carota*). Podle studií sukcese ve vápencových lomech však tyto ruderální dominanty poměrně rychle mizí (Davis 1982, Novák & Prach 2003 a von Blanckenhagen & Poschlod 2005 – sukcese stepního společenstva po odlesnění) a uvolňují tak prostor dalším kolonizátorům, zejména více stres-tolerantním druhům (Piqueray *et al.* 2011). Podle výsledků RDA opravdu dochází k ústupu zmíněných dominant, a navíc i poměrně rychlé kolonizaci dalšími druhy. Zajímavé je, že řada druhů s významným nárůstem v čase (podle RDA analýzy) jsou druhy, které lze definovat jako čistě stepní (např. *Potentilla arenaria*, *Picris hieracioides* nebo *Vicia* sp.). Také pokud se podíváme na změny podílů čistě stepních druhů na trvalých plochách, dochází k jejich navyšování v čase. Uvážíme-li, že v čase dochází i k nárůstu všech druhů na trvalých plochách, zdá se, že kolonizace čistě stepními druhy je velmi významná. Ačkoliv je poněkud ošemetné předpovídat vývoj vegetace na základě pouhých tří let snímkování, účast cílových druhů (v našem případě druhy definované jako čistě stepní) v iniciálních stádiích sukcese lze považovat za poměrně spolehlivý indikátor směru vývoje celého společenstva (Prach & Pyšek 2001, Jírová *et al.* 2012).

Kvůli jednoznačné identifikaci zdrojového společenstva byla kategorie čistě stepních druhů definována poměrně přísně: byly zahrnuty pouze druhy, které se vyskytují jen na stepi a nikde jinde v okolí. Následkem toho se však do kategorie čistě stepních druhů nevešly některé druhy, které se jinak v přilehlém stepním společenstvu vyskytují také: např. *Bromus erectus*, *Fragaria viridis*, *Hypericum perforatum*, *Plantago lanceolata*. Pro porovnání tak výsypku během prvních tří let sukcese kolonizovalo 44,2 % čistě

stepních druhů (jako 100 % uvažován soubor všech čistě stepních druhů přítomných v sousedním společenstvu) a 51,3 % ze všech stepních druhů. Tyto hodnoty jsou na počáteční stádium sukcese poměrně vysoké – např. Tränkle (1997) uvádí, že procento druhů třídy *Festuco-Brometea*, které úspěšně kolonizují vápencové lomy v Německu, jen lehce převyšuje 70 %, a to i pro lomy ponechané volné sukcesi po několik desítek let (podle Poschlod *et al.* 1998) a dokonce bez limitace dostupností semen, protože zde studované lokality se vždy nacházely v blízkosti zdrojových populací (Poschlod *et al.* 1998).

6. 2. 2. Prostorová distribuce stepních druhů

Šíření druhů z přilehlého stepního společenstva je patrné také ve výsledcích analýzy interakce roku sukcese a vzdálenosti od stepi: na trvalých plochách bližších tomuto zdroji dochází nejen ke kolonizaci více druhů, ale míra této kolonizace roste v čase. Navíc jako druhy s nejvýznamnějšími species-scores v RDA analýze (zjišťující vliv interakce času a vzdálenosti na druhové složení) jsou převážně druhy přítomné ve stepním společenstvu (z čistě stepních např. *Potentilla arenaria*, *Poa angustifolia*, *Vicia* sp. a *Salvia pratensis*, a z druhů vyskytujících se na stepi i mimo kategorii čistě stepních: *Bromus erectus*, *Medicago lupulina*, *Fragaria viridis*). Šíření druhů ze stepního společenstva podporuje i průkazná závislost podílu stepních druhů na vzdálenosti od stepi. Vyšší podíl stepních druhů je zde patrný zejména na prvních dvou plochách nejbližších ke stepi, tzn. vzdálených do 20 m od hranice výsypky se stepí. Vzhledem k tomu, že složení půdy se se vzdáleností od stepi nijak nemění a také složení vegetace není závislé na obsahu jednotlivých prvků a pH půdy, nelze rozdíl ve vegetaci mezi plochami bližšími a vzdálenějšími od stepi přičítat půdním podmínkám, ale spíše schopností migrace jednotlivých druhů. Na základě těchto výsledků by se tedy dalo předpokládat, že stepní druhy se šíří nejintenzivněji do vzdálenosti zmíněných 20 m, zatímco na vzdálenější plochy se v iniciálních stádiích sukcese téměř nedostávají. Tato vzdálenost efektivního šíření souboru stepních druhů je nižší než vzdálenost zjištěná v ostatních studiích, tedy např. do 500 m dle Tränkle (1997), do 100 m dle Novák & Konvička (2006) či do 30 m dle Novák & Prach (2003), ačkoliv zmíněné studie se nezabývají variabilitou vegetace v rámci sukcesního stanoviště, ale spíše

efektivitou šíření druhů na sukcesní stanoviště z různě vzdálených zdrojů, a zároveň studují spíše lokality s déle trvajícím vývojem vegetace.

Při srovnávání vybraných funkčních vlastností stepních druhů souvisejících se schopnostmi šíření nebyly zjištěny žádné rozdíly mezi druhy, které výsypku kolonizovaly a těmi, které se zde zatím nevyskytují. Podle těchto výsledků lze tedy předpokládat pokračující migraci i dalších stepních druhů (nebyla zjištěna funkční vlastnost, která by znemožňovala toto šíření) a to nejspíše v nejvyšší intenzitě do zmíněných 20 m. Vzhledem k tomu, že vývoj stepního společenstva bývá do velké míry závislý na neustálém přísunu semen z okolí (Reitalu *et al.* 2009), lze očekávat na plochách bližších zdroji semen i rychlejší průběh sukcese (Willems & Bik 1998), v tomto případě tedy na plochách do 20 m od stepního společenstva. Rychlejší vývoj společenstva bližšího zdroji semen byl zatím studován především na větších prostorových měřítcích (např. del Moral & Jones 2002), avšak minimálně pro kratší časové úseky by zjevně mohl fungovat i pro měřítka menší. K podobným závěrům dochází ve své studii popisující vývoj mokřadních společenstev (v závislosti na vzdálenosti od zdroje semen) i Bischoff (2002). Pomalejší vývoj vegetace na plochách vzdálenějších od zdroje semen odpovídá zjištění, že jedním z hlavních faktorů zpomalujících sukcesi bývá nedostatečná imigrace z okolí (Turnbull *et al.* 2000).

6. 2. 3. Složení semenného deště a jeho příspěvek k šíření stepních druhů

Data získaná prostřednictvím lapačů zdánlivě také podporují myšlenku intenzivnějšího šíření druhů na plochy bližší stepi: při testování vlivu vzdálenosti na složení vzorků z lapačů se semena většiny druhů vyskytují zejména v lapačích umístěných blíže ke stepi. Ve skutečnosti byla však v lapačích nalezena především semena bylin, které se ve většině případů vyskytují na plochách blízkých umístěným lapačům a zároveň zde i plodí, a tudíž je nelze s jistotou považovat za imigranty ze stepi, ale spíše za důkaz lokálního šíření již uchycených druhů. Toto ostatně potvrzují i výsledky RDA zjišťujícího vliv roku na složení deště semen, které ukázaly více druhů v roce 2012 než v roce 2011 a jednalo se především o druhy, které se v roce 2012 rozrůstaly i na trvalých plochách – také při zobrazení druhů nejčastějších v lapačích semen pomocí PCA jsou jejich výskyty v mnoha případech korelované s výskyty těchto druhů v trvalých plochách. Při porovnání celkového druhového složení vzorků z lapačů a

trvalých ploch se v lapačích vyskytují navíc pouze semena stromů. Zajímavé je, že i tato semena se vyskytují více v lapačích bližších stepi: i druhy stromů se zřejmě šíří více ze stepi než z jiných směrů, a to nejspíše z toho důvodu, že habrový les, který je situován severně od výsypky, se vyskytuje na poměrně prudce klesajícím svahu, zatímco stepní společenstvo navazuje na výsypku v rovině a i zde se vyskytuje ostrůvkovitě několik stromů, zejména druhů *Acer campestre* a *Carpinus betulus*. Navzdory poměrně vysokému přísunu semen se však tyto druhy stromů na výsypce příliš neuchycují: ze všech zaznamenaných druhů se na výsypce vyskytují pouze semenáčky *Acer campestre* a *Carpinus betulus* a jejich výskyt neodpovídá distribuci semen v lapačích. Zajímavé je, že se (navzdory četnosti semen v lapačích) na výsypce vůbec nevyskytují semenáčky druhu *Betula pendula*, který bývá v našich podmínkách častou pionýrskou dřevinou (např. Frouz *et al.* 2008, Novák & Prach 2003). Zdá se tedy, že výskyt dřevin na výsypce je spíše než dostupností semen limitován abiotickými podmínkami znemožňujícími jejich klíčení či následný růst semenáčků. Omezené uchycování stromů na výsypce by mohlo v průběhu sukcese zbrzdit nástup klimaxového lesa a podpořit tak vznik společenstva podobného společenstvu na přilehlé stepi.

6. 2. 4. Předpokládaný vývoj v dalších letech

Šíření prostřednictvím semen je u stepních druhů mnohem významnější než např. u druhů lesních společenstev (Eriksson 1989). Výskyt řady druhů xerothermních trávníků může být tedy významně limitován dostupností semen (Zobel *et al.* 2005, Münzbergová 2004, Zobel *et al.* 2000) – pro sukcesní stanoviště je v této práci dostupnost semen chápána ve smyslu *dispersal limitation* dle Münzbergová & Herben (2005) a ne ve smyslu *seed limitation*, neboť nové druhy se v sukcesi vždy šíří z jiného společenstva. Na druhou stranu i při dostatečném přísunu semen se druhy nemusí úspěšně uchycovat vlivem nepříznivých mikroklimatických podmínek – tzv. *microsite limitation* (Münzbergová & Herben 2005). Podle Zobel *et al.* (2000) hraje limitace abiotickými podmínkami roli především ve společenstvech s malým zápojem vegetace. Přítomnost volné půdy ve vegetaci sice může podpořit kolonizaci některými novými druhy (Ryser 1993), ovšem méně příznivé podmínky, které zde panují, mohou omezit růst druhů jiných (Zobel *et al.* 2000): faktory limitující kolonizaci novými druhy jsou v řadě případů druhově specifické (Münzbergová 2004).

Také na Čerince je přes poměrně vysoký podíl stepních druhů, které již výsypku kolonizovaly, stále ještě řada těch, kterým se kolonizace nezdařila. Podle dosavadních výsledků nebyl nalezen rozdíl mezi úspěšnými a neúspěšnými kolonizátory v jejich funkčních znacích spojených se schopnostmi šíření. Z těchto výsledků lze vyvozovat dva závěry: 1) jestliže se některým druhů již podařilo kolonizovat výsypku a tyto druhy se svými schopnostmi disperze nijak neliší od druhů, jejichž kolonizace zatím neproběhla, celková migrace stepních druhů by tedy neměla být omezená jejich schopnostmi se šířit; 2) druhy, které se zatím na výsypce neuchytily, budou pravděpodobně limitovány abiotickými podmínkami na výsypce, které jsou extrémnější než podmínky na stepi.

Podle Rysera (1993) dochází i v rámci biotopů, jako jsou xerothermní trávníky (studie ze Švýcarských Alp), k facilitaci rostoucích semenáčků okolními rostlinami. Pomocí výsevových experimentů odhalil, že zatímco druhy jako *Plantago lanceolata* nebo *Sanguisorba minor* jsou schopné klíčit a uchycovat se zejména v gapech ve vegetaci a naopak blízkost jiných rostlin jejich růst potlačuje, některé jiné druhy, např. *Arabis hirsuta* nebo *Primula veris* v gapech nepřežívají téměř vůbec, zatímco v blízkosti jiných rostlin se uchycují velmi dobře. Druh *Medicago lupulina* pak byl schopen uchycování nezávisle na mikrostanošti. Výsledky této studie velice dobře korespondují s výsledky prezentovanými v této práci. Všechny zmíněné druhy se vyskytují ve stepním společenstvu v sousedství výsypky. Druhy *Plantago lanceolata* i *Sanguisorba minor* dokázaly během prvních tří let kolonizovat výsypku, což odpovídá jejich popsané schopnosti kolonizovat i stanoviště na volné půdě, kde jsou rostliny pak obvykle stresovány suchem či extrémními teplotami. *Medicago lupulina* se schopností klíčit nezávisle na mikrostanošti se na výsypce rozšířil nejvíce ze zmíněných druhů: zjevně velmi dobře osidluje gapy, ale zároveň jej nelimituje ani přítomnost okolních rostlin. Na druhou stranu pro druhy *Arabis hirsuta* a *Primula veris* jsou podmínky na výsypce zatím příliš nepříznivé. Toto tvrzení lze podpořit navíc údaji získanými z teplotních a vlhkostních čidel, které ukazují, že na výsypce dochází k mnohem větším výkyvům abiotických podmínek a rostliny jsou zde tedy více stresovány extrémními teplotami či přílišným suchem. Pokud by v této souvislosti bylo uchycování i dalších druhů (nejen *Arabis hirsuta* a *Primula veris*) vázané na příznivější abiotické podmínky, a tedy i souvislejší vegetační kryt, lze očekávat vyšší imigraci těchto druhů v pozdějších stádiích sukcese (Anderson 2007).

Kromě imigrace dalších druhů lze očekávat i šíření druhů, které již výsypku kolonizovaly, na plochy vzdálenější stepnímu společenstvu. Toto šíření může být urychleno reprodukcí již uchycených rostlin, které mohou fungovat jako tzv. *expansion nuclei* (Felinks & Wiegand 2008) a umožňovat tak migraci druhů na větší vzdálenosti (del Moral & Jones 2002), v tomto případě na plochy vzdálené více než 20 m od hranice se stepí.

6. 2. 5. Důsledky pro management podobných lokalit

V případě lomu Čeřinka nelze mluvit o úplné absenci rekultivace: jáma vzniklá těžbou vápence byla postupně zavážena odpadním materiálem ze spodních vrstev lomu, dokud nebyla výsypka navržena zhruba do původní morfologie Pání hory. V důsledku tohoto zásahu sice byla oblast lomu extrémně homogenizována a došlo ke ztrátě variability stanovišť (Cílek *et al.* 2011), která bývá na lokalitách vzniklých činností člověka obvykle velmi ceněná.

Na druhou stranu se však velice usnadnila migrace druhů z přilehlého xerothermního trávníku, na nějž nově navezená výsypka přímo navazuje. Podle výsledků této práce opravdu dochází ke kolonizaci stepními druhy, a to zejména v části výsypky situované nejbližší hranici se stepním společenstvem, a celé společenstvo se v čase vyvíjí ve stále podobnější přilehlé stepi. Pokud lze usuzovat z pouhých tří let sledování sukcese a na výsypce by postupem času došlo k vyvinutí ochránářsky ceněné vegetace, bylo by vhodné tento způsob částečné rekultivace aplikovat v některých případech opuštěných lomů. Výhodou by bylo zejména usnadnění šíření druhů ze zdrojového společenstva, ale pak i další šíření těchto již uchycených druhů v rámci prostoru lomu.

Přirozený vývoj společenstva na člověkem vytvořeném stanovišti ve společenstvo blízké přirozené stepi může trvat mnoho desítek let (Jírová *et al.* 2012, Řehouňková & Prach 2006). Bakker & Berendse (1999) poukázali na fakt, že šíření semen prostřednictvím větru bývá dost často přeceňováno a ne všechny druhy jsou schopné efektivní migrace bez zapojení dalších vektorů. V tradiční zemědělské krajině docházelo k šíření stepních druhů i na poměrně velké vzdálenosti mezi lokalitami prostřednictvím pasených ovcí, v jejichž srsti se může zachytit velké množství semen a které se navíc při pastvě pohybují cíleně mezi podobnými lokalitami (Poschlod *et al.*

1998). Využití pastvy ovčí jako dalšího managementu urychlujícího sukcesí a migraci nových druhů by bylo i v případě částečně rekultivovaných lomů (zejména při obtížné samovolné migraci některých druhů) vhodnou metodou.

V případě lomu Čeřinka však zatím nelze udělat jednoznačné závěry a pro pochopení přesných mechanismů šíření druhů na výsypku je třeba další sledování vývoje vegetace.

6. 3. Srovnání primární a sekundární sukcese

Sekundární sukcese je na rozdíl od primární charakteristická přítomností vyvinuté půdy a zásobou diaspor v latentním stádiu (Slavíková 1986). Právě díky těmto vlastnostem může probíhat o něco rychleji než sukcese primární (zejména díky tomu, že není limitována dostupností semen), ač může po nějaké době dojít opět ke konvergenci obou procesů (Prach 1991).

Rychlejšímu postupu sekundární sukcese odpovídá i vývoj vegetace na oranici: v prvních třech letech sukcese zde byl signifikantně vyšší počet druhů než na vlastní výsypce. Řada těchto druhů zřejmě pochází ze semenné banky dovezené na lokalitu s půdou (vzhledem k nedostatku informací o jejím původním složení i o původu navezené půdy však lze toto pouze předpokládat) a už v prvních letech vytvořila souvislý vegetační kryt. Na jednu stranu lze argumentovat, že zatímco oranice byla ponechána volné sukcesí již v roce 2008, navážení výsypky bylo dokončeno až o rok později, a tedy sekundární sukcese na oranici je nutně „o rok napřed“. Na druhou stranu je však vegetace na obou substrátech na první pohled natolik odlišná, že dle mého názoru posun sukcese o jeden rok nehraje významnou roli.

Kromě vyššího počtu druhů je na oranici i průkazně vyšší celková pokryvnost vegetace. Ta je dána především dominancí klonálně rostoucích trav jako *Elytrigia repens* či *Arrhenatherum elatius*. Vyšší zapojenost vegetace a především právě charakter dominantních druhů má nejspíš za následek i postupný pokles počtu druhů na oranici: v průběhu času dochází k masivnímu rozrůstání druhu *Arrhenatherum elatius*, který pravděpodobně díky svým kompetičním schopnostem a akumulaci na živiny bohatého opadu (Holub *et al.* 2012) potlačuje diverzitu ostatních druhů (Willems 1983). Podobný

jev popisuje ve své práci Anderson (2007): zatímco v počátečních stádiích primární sukcese přísun nových druhů v čase stoupá (k jeho poklesu dojde až v pozdějším stádiu), v sekundární sukcesi již velice brzy nabývá na významu mezidruhová kompetice, která přísun dalších druhů efektivně potlačuje.

Zatímco celkový počet druhů na oranici klesá, podíl čistě stepních druhů na plochu se nemění: zdá se tedy, že i čistě stepní druhy na oranici pozvolna mizí, ačkoliv jejich úbytek v čase se proporčně nijak neliší od úbytku jiných druhů – stepní druhy v tomto případě reagují na rozrůstání dominantního *Arrhenatherum elatius* podobně jako druhy ostatní. Naproti tomu na výsypce dochází v průběhu času k nárůstu počtu všech druhů na plochu i vzrůstu podílu čistě stepních druhů, přičemž v roce 2012 již podíl čistě stepních druhů na výsypce o něco převýšil hodnoty na oranici: ačkoliv je tedy na výsypce méně druhů, větší podíl zde tvoří druhy našířené z přilehlé stepi. Pokud by pak měly dosavadní trendy ve vývoji vegetace pokračovat a docházelo by k dalšímu rozrůstání *Arrhenatherum elatius* na oranici a naopak migraci stepních druhů na výsypku, lze předpokládat zvyšující se divergenci těchto dvou stanovišť, přičemž vegetace na výsypce by mohla s větší pravděpodobností dát vznik společenstvu podobnému přilehlé stepi. Hlavní roli v této hypotetické divergenci pak pravděpodobně bude hrát vyšší kompetice ruderalních druhů na oranici (související s vyšším obsahem živin v půdě), případně i rozdílné pH mezi oběma stanovišti – půdy s vyšším pH mohou s větší pravděpodobností dát vznik stepnímu společenstvu (Jírová *et al.* 2012).

Srovnání vývoje vegetace na výsypce a na oranici je poměrně názorné při pohledu na grafy z PCA (srovnání druhového složení a Ellenbergových indikačních hodnot), kdy je v obou případech vidět posun sukcese na výsypce směrem ke stepní vegetaci, zatímco na oranici dochází spíše ke změnám jiného charakteru. V případě změn Ellenbergových indikačních hodnot je třeba opatrné interpretace, neboť tyto hodnoty pro společenstvo nemusí vždy zcela korespondovat se skutečnými hodnotami stanoviště (Schaffers & Sýkora 2000). Rapidně se zvyšující půdní reakce v čase (dle Ellenberg. indikačních hodnot) v případě oranice pravděpodobně neodráží skutečné rostoucí pH, ale spíše zvyšující se celkovou fertilitu půdy, neboť Ellenberg předpokládal při stanovování indikačních hodnot pozitivní korelaci těchto dvou charakteristik ve střední Evropě (Chytrý *et al.* 2009). Ubývající hodnoty pro vlhkost a obsah dusíku v případě výsypky pak mohou být způsobeny ústupem ruderalních druhů, které mají širokou ekologickou amplitudu a jsou tedy schopné růst i na extrémních stanovištích, ale jejich indikační

hodnoty dle Ellenberga obvykle nabývají spíše středních hodnot (vlivem zprůměrování široké amplitudy). Naproti tomu hodnoty pro kontinentalitu a nároky na světlo, které jsou nejvyšší pro stepní společenstvo, lze považovat za věrohodné. Nárůst těchto hodnot na výsypce lze interpretovat jako vliv imigrace stepních druhů.

6. 4. Metodika studia šíření semen

Pro studium složení semenného deště bylo doposud použito velké množství nejrozličnějších typů lapačů semen: počínaje Petriho miskami s vazelínou (Verkaar *et al.* 1983) či tkaninou rozloženou na povrchu půdy (Levin & Kerster 1969), přes látkové vaky na dřevěné konstrukci (Holl 1999), lepkavé pasti a květináče s půdou (Chabrerie & Alard 2005), po trychtýře (Willems & Bik 1998) a rohožky (Eriksen *et al.* 1993, Molau & Larsson 2000).

Poslední dva zmíněné typy byly použity při sběru dat na výsypce lomu Čeřinka, přičemž však v případě trychtýřů byla použita jiná konstrukce, než je obvykle popisována v literatuře (Willems & Bik 1998, Chabrerie & Alard 2005): trychtýře nebyly umístěny v rovině s povrchem půdy, ale na konstrukci nad zemí tak, že vrchol lapače dosahoval výšky zhruba 50 cm. Oproti tomu rohožky byly umístěny přímo na povrchu půdy (obr. 6. 1.).

Výsledné složení vzorků semen v lapačích poměrně dobře odpovídalo umístění lapačů ve vegetaci: v rohožkách byla v mnohem větší míře zachycena i semena rostlin vyskytujících se v blízkém okolí lapače, ale zároveň i rostlin zjevně šířených na delší vzdálenosti (např. semena stromů jako *Acer campestre*, *Carpinus betulus* nebo *Betula pendula*). Také v případě trychtýřů byla ve vzorcích mimo semena šířená na větší vzdálenosti objevena i semena rostlin z okolí – důvodem byla malá výška umístění trychtýřů, kterou v průběhu sezóny některé rostliny převýšily (zejména *Daucus carota* a *Melilotus* sp.). Zajímavý je poměrně častý výskyt endozoochorně šířených semen *Cornus sanguinea* v trychtýřích (semena byla nalezena v 10 z celkových 60 vzorků z trychtýřů za obě sezóny – oproti pouze jednomu záznamu na rohožce), který jasně vypovídá o využívání tohoto typu lapače coby posedu některými plodožravými ptáky.

Chabrerie & Alard (2005) ve své práci srovnávali použití tří typů lapačů semen (lepkavých pastí, květináčů naplněných půdou a trychtýřů umístěných v zemi) a dospěli k následujícím závěrům: nejvíce druhů se zachytávalo v trychtýřích, neboť k anemochorně šířeným semenům se přidala i semena vyprodukovaná rostlinami v těsném okolí lapače, zatímco na lepkavých pastech, které byly umístěny 25 cm nad zemí, převažovala semena šířená větrem na větší vzdálenosti. Nejméně druhů pak bylo nalezeno v květináčích, kde vzhledem ke konstrukci lapače docházelo k větší míře predace semen a navíc byly následně určovány až vyklíčené semenáčky – ze všech semen tedy byla započítána jen část schopná klíčení.

Na základě srovnání výsledků této studie s distribucí semen v lapačích na Čeřince lze soudit, že spíše než vlastní typ lapače (trychtýř versus rohožka či lepkavá past) je pro složení semen určující jeho umístění (na povrchu půdy či na konstrukci nad zemí). Proto je pro studium šíření semen nezbytné pečlivě volit nejen použitý typ lapače (Chabrerie & Alard 2005), ale i jeho umístění nad povrchem země. Lapače situované v jedné rovině s okolní půdou budou zachytávat veškerá semena dopadající na místo zakryté lapačem, naproti tomu lapače umístěné nad zemí (ve výšce převyšující nejvyšší plodící rostliny) budou zprostředkovávat informaci o šíření semen na větší vzdálenosti. Obě tyto informace mohou být pro studium šíření rostlin prostřednictvím semen velmi zajímavé, avšak vždy je třeba volit typ a umístění lapače podle studované otázky.

Kromě výpovědní hodnoty jednotlivých typů lapačů je také třeba uvážit pracnost sběru dat. Trychtýře jsou – co se týče sběru vzorků i manipulace s celými lapači v terénu – dle mého názoru nejméně pracnou metodou: vzorky semen lze odebrat již v terénu ze stojících lapačů (semena jsou nachytána ve spodní části trychtýře ve snímatelné síťce). Díky tomu lze s minimálním úsilím snímkovat dešť semen i několikrát za rok a získat tak představu o časovém průběhu přísunu semen na lokalitu. Chabrerie & Alard (2005) navíc popisují i trychtýře umístěné v zemi jako nejefektivnější způsob zachytávání celkového deště semen (podle počtu zaznamenaných druhů). Rohožky jsou často používané ke studiu šíření semen v severských státech (Eriksen *et al.* 1993, Molau & Larsson 2000) a jsou co do množství i počtu druhů zachycených semen velmi efektivní metodou, avšak podle mé zkušenosti je užití tohoto typu lapače velmi pracné a při manipulaci s ním je vyšší pravděpodobnost ztráty části dat (lapače je třeba ještě v terénu opatrně uložit do plastových pytlů, s nimi převést do laboratoře, poté je celé po dobu několika týdnů sušit a teprve pak je možné pomocí kartáče vyčesávat vlastní semena –

během každého z těchto kroků může dojít k nechtěným ztrátám semen). Na druhou stranu je však tento typ lapače nejvíce ohleduplný k živočichům vyskytujícím se v terénu (oproti tomu v trychtýřích je často nacházeno i poměrně velké množství mrtvého hmyzu), ač je třeba uvážit i jeho větší vliv na podmínky mikrostanoviště (díky zakrytí povrchu půdy se pod lapačem drží vlhkost, někdy tento prostor poskytuje i vhodné podmínky pro stavbu mravenišť atd.).

Závěrem tedy, kromě užití trychtýřů jako velmi efektivní metody, doporučuji pro snížení náročnosti sběru dat v případě rohožek zvolit menší rozměr lapače (na Čerince byly použity rohožky o velikosti 45 × 45 cm). Menší rohožky by se snáze převážely a zároveň by nemělo dojít k přílišné ztrátě informací oproti rohožkám větších rozměrů (Boulet 1996 podle Chabrerie & Alard 2005).



Obr. 6. 1.: Rohožka před odběrem vzorků, podzim 2011.

7. Závěr

V průběhu prvních tří let sukcese na výsypce vápencového lomu došlo kromě změn v charakteru dominant i k imigraci dalších druhů. Poměrně velký podíl imigrujících druhů pak představují druhy pocházející ze sousedního xerothermního trávníku, přičemž tyto druhy se šíří nejintenzivněji do vzdálenosti cca 20 m od hranice výsypky s trávníkem. Vzhledem k poměrně extrémním abiotickým podmínkám na výsypce lze očekávat, že šíření dalších druhů bude omezeno zejména na stres-tolerantní druhy schopné odolávat extrémnímu suchu a velkým výkyvům teplot. Na druhou stranu nejsou předpokládána žádná omezení z hlediska schopnosti rostlin migrovat na výsypku – nebyly zjištěny žádné funkční vlastnosti odlišující doposud úspěšné a neúspěšné kolonizátory.

Při srovnávání primární a sekundární sukcese na výsypce bylo zjištěno, že ač se vegetace na oranici druhovým složením celkově více podobá vegetaci na přilehlé stepi, v čase nedochází ke změnám, které by svědčily o pokračující kolonizaci stepními druhy – naopak zde dochází k rozrůstání druhu *Arrhenatherum elatius* a následnému potlačování ostatních druhů. Naopak na výsypce v čase narůstá podíl stepních druhů a zároveň postupně klesá pokryvnost dominantních ruderalů. Pokud lze tedy soudit podle pouhých tří let srovnávání vývoje vegetace, výsypka má větší potenciál ke vzniku ochránářsky cenného společenstva než oranice. Toto zjištění podporuje myšlenku spontánní sukcese jako nejefektivnějšího způsobu managementu člověkem narušených stanovišť.

Metodická otázka týkající se srovnání dvou užitých typů lapačů přinesla jednoznačné závěry: zatímco rohožkami, situovanými na povrchu země, lze sledovat celkový déšť semen, obsahující i semena rostlin z nejbližšího okolí, pomocí trychtýřů je zaznamenán především přísun semen z větších vzdáleností. Ze srovnání s ostatními studiemi však vyplývá, že spíše než vlastní typ lapače rozhoduje o složení vzorku semen jeho umístění. Při studiu migrace semen je tedy vhodné volit typ lapače spíše na základě pracnosti dané metody, zatímco pro vlastní studované otázky je klíčová jeho poloha ve vztahu k výšce okolní vegetace.

8. Použitá literatura

- Anderson, K. J.** (2007): Temporal patterns in rates of community change during succession. *The American Naturalist* 169 (6): 780-793
- Ash, H. J., Gemmell, R. P. & Bradshaw, A. D.** (1994) The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *Journal of Applied Ecology* 31: 74–84
- Bakker, J. P. & Berendse, F.** (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution* 14 (2): 63-68
- Bakker, J. P., Olff, H., Willems, J. H. & Zobel, M.** (1996): Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *Journal of Vegetation Science* 7: 147-156
- Bischoff, A.** (2002): Dispersal and establishment of floodplain grassland species as limiting factor in restoration. *Biological Conservation* 104: 25-33
- Boulet, L.** (1996): Approche phytoecologique de la dynamique des végétations primaires dans les carrières de roches massives. Habilitační práce. *Rennes*, 594 s. Sekundární citace podle Chabrarie & Alard (2005).
- Bullock, J. M. & Clarke, R. T.** (2000): Long distance seed dispersal by wind: measuring and modelling the tail of the curve. *Oecologia* 124: 506-521
- Cappers, R. T. J., Bekker, R. M. & Jans, J. E. A.** (2006): Digital Seed Atlas of the Netherlands. Groningen Archaeological Studies 4, *Barkhuis Publishing*, Eelde. www.seedatlas.nl
- Cílek, V., Ložek, V., Mudra, P., Kubíková, J., Špryňar, P., Čtverák, V., Schmelzová, R., Obermajer, J., Žák, V., Kubík, M., Gremlica, T. & Daněček, V.** (2011): Obraz krajiny. Pohled ze středních Čech. *Nakladatelství Dokořán*, Praha, 312 s.
- Davis, B. N. K.** (1982): Ecology of quarries: the importance of natural vegetation. Cambridge, NERC/ITE, 84 s.

- del Moral, R.** (2009): Increasing deterministic control of primary succession on Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science* 20: 1145-1154
- del Moral, R. & Jones, C.** (2002): Vegetation development on pumice at Mount St. Helens, USA. *Plant Ecology* 162: 9-22
- del Moral, R., Wood, D. M. & Titus, J. H.** (2005): Proximity, microsites and biotic interactions during early succession. *Ecological responses to the 1980 eruption of Mount St. Helens*: 93-109
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Diill, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D.** (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-248
- Eriksen, B., Molau, U. & Svensson, M.** (1993): Reproductive strategies in two arctic *Pedicularis* species (Scrophulariaceae). *Ecography* 16: 154-166
- Felinks, B. & Wiegand, T.** (2008): Exploring spatiotemporal patterns in early stages of primary succession on former lignite mining sites. *Journal of Vegetation Science* 19: 267-276
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J. & Řehouňková, K.** (2008): Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *European Journal of Soil Biology* 44: 109-121
- Herben, T.** (1996): Permanent plots as tools for plant community ecology. *Journal of Vegetation Science* 7: 195-202
- Hintze, C., Heydel, F., Hoppe, C., Cunze, S., König, A. & Tackenberg, O.** (2013): D³: The Dispersal and Diaspore Database - Baseline data and statistics on seed dispersal. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ppees.2013.02.001>
- Hodačová, D. & Prach, K.** (2003): Spoil heaps from brown coal mining: technical reclamation versus spontaneous revegetation. *Restoration Ecology* 11 (3): 385-391
- Holl, K. D.** (1999): Factors limiting tropical rain forest regeneration in abandoned pasture: seed rain, seed germination, microclimate and soil. *Biotropica* 31: 229-242

- Holub, P., Tůma, I., Záhora, J. & Fiala, K.** (2012): Different nutrient use strategies of expansive grasses *Calamagrostis epigejos* and *Arrhenatherum elatius*. *Biologia* 67 (4): 673-680
- Hroudová, Z. & Zákravský, P.** (2000): Vegetation changes in the steppe community of Bohemian Karst within period 1965-1998. *Příroda* 17: 25-38
- Chabrerie, O. & Alard, D.** (2005): Comparison of three seed trap types in a chalk grassland: toward a standardized protocol. *Plant Ecology* 176: 101-112
- Chytrý, M., Hejman, M., Hennekens, S. M. & Schellberg, J.** (2009): Changes in vegetation types and Ellenberg indicator values after 65 years of fertilizer application in the Rengen Grassland Experiment, Germany. *Applied Vegetation Science* 12: 167-176
- Jírová, A., Klauisová, A. & Prach, K.** (2012): Spontaneous restoration of target vegetation in old-fields in a central European landscape: a repeated analysis after three decades. *Applied Vegetation Science* 15: 245-252
- Kahmen, S., Poschlod, P. & Schreiber, K.-F.** (2002): Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. *Biological Conservation* 104: 319-328
- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W. A., von Lampe, M., Baasch, A. & van Groenendael, J. M.** (2008): Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *Journal of Applied Ecology* 45: 1523-1530
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J. M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G. M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J. G., Jackel, A.-K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W. A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H. J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J. H. C., Eriksson, O., Garnier, E. & Peco, B.** (2008): The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274
- Kos, J. & Maršáková, M.** (1997): Chráněná území České republiky. *Agentura ochrany přírody a krajiny ČR*, Praha, 247 s.

- Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J. jun., Kaplan, Z., Kirschner, J. & Štěpánek, J.** (2002): Klíč ke květeně České republiky. *Academia*, Praha.
- Lanta, V. & Lepš, J.** (2009): How does surrounding vegetation affect the course of succession: A five-year container experiment. *Journal of Vegetation Science* 20: 686–694
- Lepš, J., Michálek, J., Rauch, O. & Uhlík, P.** (2000): Early succession on plots with the upper soil horizon removed. *Journal of Vegetation Science* 11: 259-264
- Levin, D. A. & Kerster, H.** (1969): Density-dependent gene dispersal in *Liatris*. *The American Naturalist* 103: 61-74
- Mayerová, H.** (2009): Druhové vlastnosti určující reakci rostlin na pastvu ovcí a koz na modelové lokalitě Pání hora v CHKO Český kras. Diplomová práce. Praha, 68 s.
- Molau, U. & Larsson, E.-L.** (2000): Seed rain and seed bank along an alpine altitudinal gradient in Swedish Lapland. *Canadian Journal of Botany* 78 (6): 728-747
- Mortimer, S. R., Hollier, J. A. & Brown, V. K.** (1998): Interactions between plant and insect diversity in the restoration of lowland calcareous grassland in southern Britain. *Applied Vegetation Science* 1: 101-114
- Münzbergová, Z.** (2004): Effect of spatial scale on factors limiting species distributions in dry grassland fragments. *Journal of Ecology* 92: 854-867
- Münzbergová, Z. & Herben, T.** (2005): Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia* 145 (1): 1-8
- Neuhäuslová, Z.** (1998): Klimatické oblasti České republiky. In: Neuhäuslová, Z., Blažková, D., Grulich, V., Husová, M., Chytrý, M., Jeník, J., Jirásek, J., Kolbek, J., Kropáč, Z., Ložek, V., Moravec, J., Prach, K., Rybníček, K., Rybníčková, E. & Sádlo, J.: Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Textová část: 21-25, *Academia*, Praha
- Novák, J. & Konvička, M.** (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries. *Ecological Engineering* 26: 113-122

- Novák, J. & Prach, K.** (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Applied Vegetation Science* 6(2): 111-116
- Osbornová, J., Kovářová, M., Lepš, J. & Prach, K.** (1990): Succession in abandoned fields. Studies in Central Bohemia, Czechoslovakia. *Kluwer Academic Publishers*.
- Piqueray, J., Bottin, G., Delescaille, L.-M., Bisteau, E., Colinet, G. & Mahy, G.** (2011): Rapid restoration of species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grassland restored from forest stands. *Ecological Indicators* 11: 724-733
- Pokorný, P.** (2011): Neklidné časy. Kapitoly ze společných dějin přírody a lidí. *Nakladatelství Dokořán*, Praha, 369 s.
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S. & Bonn, S.** (1998): Plant species richness in calcareous grassland as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science* 1: 75-91
- Prach, K.** (1991): Sukcese vegetace na antropogenních stanovištích. Habilitační práce. *Třeboň*, 161 s.
- Prach, K.** (2003): Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: What information can be used in restoration practice? *Applied Vegetation Science* 6: 125-129
- Prach, K. & Hobbs, R. J. H.** (2008): Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363-366
- Prach, K. & Pyšek, P.** (2001): Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55-62
- Prach, K., Pyšek, P. & Jarošík, V.** (2007): Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central European man-made habitats. *Journal of Vegetation Science* 18(5): 701-710
- Prach, K. & Řehouňková, K.** (2006): Vegetation succession over broad geographical scales: which factors determine the patterns? *Preslia* 78: 469-480

- Reitalu, T., Sykes, M. T., Johansson, L. J., Lönn, M., Hall, K., Vandewalle, M. & Prentice, H. C.** (2009): Small-scale plant species richness and evenness in semi-natural grassland respond differently to habitat fragmentation. *Biological Conservation* 142: 899-908
- Řehouňková, K. & Prach, K.** (2006): Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 13: 583-590
- Schaffers, A. P. & Sýkora, K. V.** (2000): Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements. *Journal of Vegetation Science* 11: 225-244
- Schulz F. & Wiegand G.** (2000): Development options of natural habitats in a post-mining landscape. *Land Degradation & Development* 11: 99-110
- Slavík, B. & Štěpánková, J.** (ed.) (2004): Květena ČR, díl 7. *Academia*, Praha, 767 s.
- Slavíková, J.** (1986): Ekologie rostlin. *Státní pedagogické nakladatelství*, 368 s.
- Suchara, I.** (2007): Praktikum vybraných ekologických metod. *Karolinum*, 136 s.
- Tropek, R., Kadlec, T., Karešová, P., Spitzer, L., Kočárek, P., Malenovský, I., Banar, P., Tuf, I. H., Hejda, M. & Konvička, M.** (2010): Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *Journal of Applied Ecology* 47: 139-147
- Turnbull, L. A., Crawley, M. J. & Rees, M.** (2000): Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88: 225-238
- Tränkle, U.** (1997): Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen in Südwestdeutschland und neue Ansätze für eine standorts- und naturschutzgerechte Renaturierung. In: Pochlod, P., Tränkle, U., Böhmer, J. & Rahmann, H. (eds.) *Steinbrüche und Naturschutz. Sukzession und Renaturierung*, pp. 1-327. Ecomed, Landsberg. Sekundární citace podle Pochlod *et al.* (1998).
- Ursic, K. A., Kenkel, N. C. & Larson, D. W.** (1997): Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *Journal of Applied Ecology* 34: 289-303

Verkaar, H. J., Schenkeveld, A. J. & van de Klashorst, M. P. (1983): The ecology of short-lived forbs in chalk grasslands: dispersal of seeds. *The New Phytologist* 95: 335-344

von Blanckenhagen, B. & Poschlod, P. (2005): Restoration of calcareous grassland: the role of the soil seed bank and seed dispersal for recolonisation processes. *Biotechnology, Agronomy, Society and Environment* 9 (2): 143-149

Wheater, C. P. & Cullen, W. R. (1997): The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restoration Ecology* 5 (1): 77–84

Willems, J. H. (1983): Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52 (3): 171-180

Willems, J. H. & Bik, L. P. M. (1998): Restoration of high species density in calcareous grassland: the role of seed rain and soil seed bank. *Applied Vegetation Science* 1: 91-100

Zobel, M., Otsus, M., Liira, J., Moora, M. & Möls, T. (2000): Is small-scale species richness limited by seed availability or microsite availability? *Ecology* 81 (12): 3274-3282

Zobel, M., Otsus, M., Rünk, K. & Liira, J. (2005): Can long-distance dispersal shape the local and regional species pool? *Folia Geobotanica* 40: 35-44

Další zdroje

Česká geologická služba (2009): Geologické lokality – Čeřinka u Bubovic (15. 4. 2011). <http://locality.geology.cz/194>

Lomy Mořina spol. s.r.o.: Informace o lomech v Českém krasu (15. 4. 2011). <http://www.lomy-morina.cz/>

Správa CHKO Český kras (2001): Charakteristika oblasti a NPR Karlštejn (15. 4. 2011). <http://www.ceskykras.ochranaprirody.cz/>

9. Přílohy

9. 1. Seznam druhů vyskytujících se na výsypce v letech 2010-2012

druh	zkratka
<i>Acer campestre</i> (juv.)	Ace juv
<i>Achillea millefolium</i>	Ach mil
<i>Arenaria serpyllifolia</i> *	Are ser
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arr ela
<i>Artemisia vulgaris</i>	Art vul
<i>Avenula pratensis</i> *	Ave pra
<i>Bromus erectus</i>	Bro ere
<i>Bromus japonicus</i>	Bro jap
<i>Carpinus betulus</i> (juv.)	Car juv.
<i>Cirsium arvense</i>	Cir arv
<i>Convolvulus arvensis</i>	Con arv
<i>Conyza canadensis</i>	Con can
<i>Crataegus</i> sp. (juv.)	Cra juv
<i>Crepis foetida</i>	Cre foe
<i>Dactylis glomerata</i>	Dac glo
<i>Daucus carota</i>	Dau car
<i>Echium vulgare</i>	Ech vul
<i>Elytrigia intermedia</i> *	Ely int
<i>Elytrigia repens</i>	Ely rep
<i>Epilobium</i> sp.	Epi sp.
<i>Erigeron muralis</i>	Eri mur
<i>Eryngium campestre</i> *	Ery cam
<i>Poa pratensis</i>	Poa pra

<i>Erysimum crepidifolium</i> *	Ery cre
<i>Falopia convolvulus</i>	Fal con
<i>Festuca rupicola</i> *	Fes rup
<i>Fragaria viridis</i>	Fra vir
<i>Galium aparine</i>	Gal apa
<i>Hieracium pilosella</i> *	Hie pil
<i>Inula conyzae</i> *	Inu con
<i>Lactuca serriola</i>	Lac ser
<i>Lathyrus pratensis</i>	Lat pra
<i>Leontodon autumnalis</i> *	Leo aut
<i>Medicago lupulina</i>	Med lup
<i>Medicago minima</i> *	Med min
<i>Melilotus</i> sp.	Mel sp.
<i>Myosotis arvensis</i>	Myo arv
<i>Phleum pratense</i>	Phl pra
<i>Picris hieracioides</i> *	Pic hie
<i>Plantago lanceolata</i>	Pla lan
<i>Plantago major</i>	Pla maj
<i>Plantago media</i> *	Pla med
<i>Poa angustifolia</i> *	Poa ang
<i>Poa annua</i>	Poa ann
<i>Poa compressa</i>	Poa com
<i>Poa nemoralis</i>	Poa nem
<i>Polygonum aviculare</i>	Pol avi

<i>Potentilla arenaria</i> *	Pot are
<i>Prunus spinosa</i> (juv.) *	Pru juv
<i>Rosa canina</i> *	Ros can
<i>Salvia pratensis</i> *	Sal pra
<i>Sanguisorba minor</i> *	San min
<i>Scabiosa ochroleuca</i> *	Sca och
<i>Securigera varia</i> *	Sec var
<i>Senecio vulgaris</i>	Sen vul
<i>Sonchus oleraceus</i>	Son ole
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	Tar rud
<i>Thlaspi arvense</i>	Thl arv
<i>Thlaspi perfoliatum</i> *	Thl per

<i>Potentilla reptans</i>	Pot rep
<i>Tilia cordata</i> (juv.)	Til juv
<i>Tragopogon pratensis</i>	Tra pra
<i>Trifolium campestre</i>	Tri cam
<i>Trifolium pratense</i>	Tri pra
<i>Trifolium repens</i>	Tri rep
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	Tri ino
<i>Trisetum flavescens</i>	Tri fla
<i>Tussilago farfara</i>	Tus far
<i>Veronica polita</i>	Ver pol
<i>Vicia</i> sp. *	Vic sp.
<i>Viola</i> sp. *	Vio sp.

* hvězdičkou jsou označeny druhy definované jako čistě stepní

9. 2. Seznam druhů zaznamenaných v jednotlivých typech lapačů semen

V následující tabulce je uvedený seznam druhů, jejichž semena byla během dvou let monitoringu semenného deště zaznamenána v lapačích. Ve čtvrtém sloupci je uvedena celková frekvence záznamů v lapačích (pro rok 2012 jsou uvažované součty jarních i letních odběrů, tedy teoretická maximální frekvence výskytu je 120).

druh	trychtýře	rohožky	frekvence
<i>Acer campestre</i>	1	1	18
<i>Arrhenatherum elatius</i>	1	1	19
<i>Betula pendula</i>	1	1	49
<i>Carpinus betulus</i>		1	66
<i>Cirsium</i> sp.		1	1
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	9
<i>Cornus sanguinea</i>	1		10
<i>Crepis foetida</i>		1	51
<i>Daucus carota</i>	1	1	61
<i>Echium vulgare</i>	1	1	8
<i>Elytrigia repens</i>		1	2
<i>Lactuca serriola</i>	1	1	35
<i>Larix decidua</i>	1	1	13
<i>Medicago lupulina</i>		1	47
<i>Medicago minima</i>		1	1
<i>Melilotus</i> sp.	1	1	68
<i>Phleum pratense</i>	1	1	28
<i>Picris hieracioides</i>	1	1	3
<i>Plantago</i> sp.		1	3

<i>Polygonum aviculare</i>		1	9
<i>Prunus avium</i>		1	1
<i>Robinia psedoacacia</i>		1	4
<i>Rumex</i> sp.		1	1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	1	1	26
<i>Tragopogon pratensis</i>	1		1
<i>Trifolium campestre</i>		1	3
<i>Tripleurospermum inodorum</i>		1	13
<i>Tussilago farfara</i>	1	1	60
<i>Vicia</i> sp.	1	1	35

9. 3. Vlastní fotografie lokality



Pohled na transekty 1 a 2, v popředí okraj stepního společenstva, v pozadí činná část lomu, květen 2011.



Květena xerothermního trávníku, 2011.



Pohled na transekty 1 a 2 od hranice se stepí, červen 2011.



Pohled od lomu: na první pohled patrný rozdíl mezi vegetací na oranici (vlevo) a na výsypce, v pozadí stepní společenstvo Pání hory, podzim 2011.